

Ympäristömuutos ja metsien kunto

Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti

Eino Mälkönen (toim.)



VANTAAN TUTKIMUSKESKUS

METSÄNTUTKIMUSLAITOS METLA

Metsäntutkimuslaitos on Suomen metsäntutkimuksen keskuselin. Toiminta-ajatuksensa mukaisesti se ratkaisee metsiä koskevia ongelmia tutkimuksen keinoin.

Työtä tehdään kymmenessä tulosityksikössä, joita ovat Helsingin ja Vantaan tutkimuskeskukset sekä kahdeksan tutkimusasemaa eri puolilla Suomea.

Tutkimus on järjestetty ongelmakeskeisiksi hankkeiksi. Ajankohtaiset monitieteiset hankkeet on koottu tutkimusohjelmiksi.

VANTAAN TUTKIMUSKESKUS

Tutkimuskeskuksen hankkeet tuottavat uutta tietoa metsänhoidon biologisista perusteista, metsätalouden ympäristövaikutuksista ja ympäristön muutosten vaikutuksista metsiin. Lisäksi tutkitaan metsäpuiden genetiikkaa ja jalostusta, metsien kasvua, puun korjuuta ja puuraaka-aineen ominaisuuksia.

METSIEN TERVEYDENTILAN TUTKIMUSOHJELMA (1992-1997)

Metsien terveydentila on ollut yksi tärkeimmistä Metlan tutkimustoiminnan painoaloista tällä vuosikymmenellä. Tutkimusohjelma on pyrkinyt tuottamaan alueellisesti edustavaa tietoa metsien kunnosta, selvittämään metsävaurioiden syy-yhteyksiä ja tarkastelemaan metsän- ja maanhoidon menetelmiä metsien kasvukunnon ylläpitämiseksi. Tutkimusohjelman koordinaattorina toimi professori Eino Mälkönen.

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Jalostusosasto



Ympäristömuutos ja metsien kunto

Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti

Eino Mälkönen (toim.)

Mälkönen, E. (toim.). 1998. Ympäristömuutos ja metsien kunto – Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. 278 s. ISBN 951-40-1632-7. ISSN 0358-4283.

Toimittaja:

Eino Mälkönen

Toimituskunta:

Eino Mälkönen pj.

Heljä-Sisko Helmisaari

Martti Lindgren

Hannu Raitio

Avainsanat:

Ilman epäpuhtaudet, ilmastonmuutos, metsien kunto, metsäekosysteemin toiminta, metsämaan hoito, metsävarat, metsävauriot, ympäristökijät

Julkaisija:

METLA, Vantaan tutkimuskeskus. Hanke 3119.

Hyväksytty 25.6.1998

Toimitus, piirroksset ja taitto:

Sari Elomaa

Kansikuva:

Metsämaisema Solbölen tutkimusalueesta.

E. Oksanen

Painopaikka:

Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 1998

Tilaukset:

Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus,

PL 18, 01301 Vantaa

Puhelin 09-857 051. Telekopio 09-8572 575

Kirjoittajien yhteystiedot:

Liite 1

Copyright: Metsäntutkimuslaitos

Sisällys

ALKUSANAT	5
1. SUOMEN METSÄT	7
Metsien merkitys	7
Metsävarat vuosina 1989–1994 ja niiden muutokset vuodesta 1951 lähtien	9
Puiden kasvunvaihtelu	24
Kirjallisuus	33
2. YMPÄRISTÖTEKIJÄT	35
Ilmasto- ja säätekijät	35
Ilman epäpuhtaudet	46
Maaperätekijät	64
Kirjallisuus	77
3. METSIEN KUNTO	83
Puiden sietokyky, tuhonkestävyys ja puolustautuminen	83
Puiden ravinnetila	86
Osonin vaikutukset puihin ja metsähyönteisiin	94
Solu- ja solukkomuutokset	96
Latvuksen kunto	103
Harsuuntuneisuuden, käpysadon ja tuhojen vaihtelu vuosina 1986–1995	113
Metsien kunnan riippuvuus ympäristötekijöistä	119
Puiden jäkälät ilmanlaadun indikaattoreina	128
Kirjallisuus	139
4. METSÄEKOSYSTEEMIN TOIMINTA	149
Metsäekosysteemin rakenne ja toiminta	149
Laskeuma ja sen vaikutus metsämaahan	151
Hienojuuret ja maan ominaisuudet	161
Metsäekosysteemin toiminta ympäristömuutosten ilmentäjänä	170
Metsäekosysteemin toiminta typpekuormituksen alaisena	175
Metsäekosysteemin toiminta raskasmetallikuormituksen alaisena	182
Kirjallisuus	210

5. METSÄN- JA MAANHOITO	219
Metsämaan happamuus ja ravinteisuus	219
Puunkorjuun vaikutus maan viljavuuteen	221
Kulotus maanhoidon menetelmänä	224
Metsämaan kalkitus	227
Ravinteisuuden ylläpitäminen hidasliukoisilla lannoitteilla	235
Puiden ravinnetilan vaikutus tuhonkestävyyteen	242
Kirjallisuus	256
6. YHTEENVETO	263
LIITTEET	
1. Kirjoittajien yhteystiedot	269
2. Kasvien, sienten, hyönteisten ja hämähäkkieläinten nimet	271
3. Sanasto	273
HAKEMISTO	277

ALKUSANAT

Metsien kunto ja kasvuedellytykset ovat olleet vilkkaan keskustelun kohteena parin vuosikymmenen ajan sekä ilman epäpuhtauksista että ilmastomuutoksesta aiheutuvien uhkatekijöiden vuoksi. Mittavasta tutkimustoiminnasta huolimatta näihin koko maapalloa koskeviin kysymyksiin ei ole pystytty antamaan perusteltuja vastauksia. Vaikka tietämys ympäristömuutoksen vaikutuksista metsiin on kasvanut suuresti, monet metsien elinvoimaisuuteen liittyvät kysymykset ovat edelleen avoimia.

Suomessa on järjestetty kaksi kansallista suurprojektia ilman epäpuhtauksista aiheutuvien haittojen ja ilmastomuutoksen metsävaikutusten selvittämiseksi. Happamoitumisprojekti (HAPRO 1985–1989) loi lähtökohdan metsien kunnon jatkuvalle seurannalle, johon Suomi on sitoutunut myös kansainvälinen sopimuksin. Ilman epäpuhtauksien metsävaikutusten kansainvälinen seurantaohjelma (ICP Forests) on laatinut ohjeistoja arviointi- ja analyysimenetelmistä. Tämän työn ansiosta metsien kuntoa arvioidaan vuosittain yli 30 Euroopan maassa yhteisesti hyväksytyin menetelmin. Suomen liittyminen EU:n jäseneksi vuonna 1995 toi mukanaan täsmennyksiä metsien tilan seurantaan, joka samalla muuttui viranomaistehtäväksi Metsäntutkimuslaitokselle.

Metsien kuntoa ja elinvoimaisuutta selvittävä tutkimus on ollut Metsäntutkimuslaitoksen tutkimustyön painoala 1980-luvun puolivälistä lähtien. Tämän alan monitieteellinen tutkimus järjestettiin viisivuotiseksi Metsien terveydentilan tutkimusohjelmaksi vuonna

1992. Tutkimusohjelmaa valmisteltaessa lähtökohdana oli kolme peruskysymystä:

Mitä muutoksia metsissämme tapahtuu? Luotettavan käsityksen saamiseksi metsien kunnon ajallisesta ja alueellisesta vaihtelusta on vuosittain inventoitu puiden latvusten kunto pysyvällä näytealaverkolla koko maassa, analysoitu maaperän ominaisuuksia ja puuston ravinnetilaa, kartoitettu raskasmetallipitoisuuksia sammalnäytteiden avulla, tehty bioindikaattoritutkimus puiden rungoilla kasvavista epifyyttijäkälistä sekä inventoitu metsän aluskasvillisuutta. Kaikissa näissä tapauksissa on kysymys samoilla näytealoilla tehtävästä pitkäaikaisesta seurantatutkimuksesta, jonka päätelmät varmistuvat aikasarja-aineiston kertymisen myötä.

Miksi metsien kunto vaihtelee ja puut oi-reilevat? Puuston kunnossa ja herkissä bioindikaattoreissa ilmenneiden muutosten syy-yhteyksien arvioimiseksi on tehty monipuolisia kokeellisia tutkimuksia solutason vaurio-oireiden tunnistamisesta ekosysteemi- ja valuma-aluetason ainetaseisiin.

Tietyillä ilman epäpuhtauksien kuormitamilla riskialueilla kuten Itä-Lapissa ja Kuolan niemimaalla, Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella, Kostamuksen ympäristössä ja Kainuussa sekä myös maamme länsirannikolla selvitettiin intensiivisin tutkimuksin metsiin kohdistuvan kuormituksen määrää ja laadua sekä kuormituksen vaikutusta metsien kuntoon. Valtakunnallisesti on selvitetty puuston kuntotunnusten yhteyttä ilmasto-, maaperä-metsikkö- ja laskeumatunnuksiin.

Mitä metsien hoidossa voitaisiin tehdä metsien kunnon ylläpitämiseksi? Vakavimpana ilman epäpuhtauksista aiheutuvana haittana pidetään maaperän happamoitumista ja siihen liittyvää ravinnesuhteiden häiriintymistä. Monet metsien hoidon ja käytön toimenpiteet vaikuttavat ravinteiden saatavuuteen metsämaassa. Tutkimusohjelmassa selvitettiin happamuiden lieventämismahdollisuuksia maanhoidon menetelmin ja puuston kunnon parantamista hidasliukoisten lannoitteiden avulla.

Tässä raportissa tarkastellaan ympäristötekijöitä ja metsien kuntoa tutkimusohjelman tuottaman uuden tiedon, alan kirjallisuuden ja tutkijoiden asiantuntemuksen pohjalta. Tutkimusohjelma koostui kaikkiaan 14 tutkimushankkeesta, ja sen vuosibudjetti oli Metsäntutkimuslaitoksen osalta noin 15 milj. markkaa, josta laitoksen budjettirahoitusta oli noin kaksi kolmannesta. Tutkimusohjelmaan osallistui Metsäntutkimuslaitoksen tutkijajoukon lisäksi lukuisten koti- ja ulkomaisten yliopistojen sekä tutkimuslaitosten tutkijoita.

Tutkimusohjelman tukena hankesuunnitelmien arvioinnissa ja tutkimusten edistymisen seurannassa oli korkeatasoisen asiantuntemuksen omaava neuvottelukunta, johon kuuluivat professorit Erkki Haukioja, Lauri Kärenlampi, Pekka Lähdesmäki, Kim von Weissenberg ja C.J. Westman sekä Metsähalituksen ympäristöpäällikkö, MMT Kirsi-Marja Korhonen.

Tutkimusohjelman puolesta kiitän neuvottelukuntaa arvokkaasta asiantuntija-avusta ja kaikkia hankkeisiin osallistuneita organisaatioita ja tutkijoita määrätietoisesta työstä ja hyvästä yhteistoiminnasta.

Eino Mälkönen
Tutkimusohjelman
koordinaattori

I. SUOMEN METSÄT

Toim. Eino Mälkönen

METSIIEN MERKITYS

Eino Mälkönen

Kestävyyden periaate

Metsä on ekosysteemi, joka koostuu kasvu-paikasta sekä ympäristönsä ja toistensa kansa monipuolisessa vuorovaikutuksessa olevista eliöistä. Samalla metsä on uudistuva luonnonvara, jota voidaan käyttää tuhoavasti tai kestävästi.

Metsät ovat yksi maapallon tärkeimmistä luonnonvaroista. Niiden merkitys ihmisten elinympäristön ja taloudellisen hyvinvoinnin perustana on korostunut sekä metsien tuhoamisen että uusien suurten uhkatekijöiden vuoksi. Metsien säilyminen tai ainakin niiden elinvoimaisuus on asetettu kyseenalaiseksi ilmaston lämpenemisen takia.

Ympäristön muuttuminen ja huoli eliölajien vähenemisestä ovat saaneet aikaan useita kansainvälisiä sopimuksia metsäluonnon säilyttämiseksi ja metsien tilan seuraamiseksi²⁰. Näissä sopimuksissa kestävä metsätalouden harjoittamisen periaatteet rakentuvat metsien ekologisen, taloudellisen ja sosiaalisen merkityksen tunnustamisesta ja huomioon ottamisesta. Monissa maissa kestävä metsätalouden edistäminen on otettu poliittisen päätöksenteon ja kansainvälisen yhteistyön päämääräksi. Yhdeksi avainkysymykseksi on noussut metsien kestävä käyttöä koskevien kriteerien ja indikaattorien kehittäminen¹⁵. Suomen metsätaloudessa puuntuotannollisen kestävyysperiaate omaksuttiin jo vuosikymmeniä sitten.

Ekologinen merkitys

Metsien kestävyys yhtenä perustekijänä on biologinen monimuotoisuus, jolla tarkoitetaan erilaisten ympäristötyyppien, ekosysteemien ja eliöyhteisöjen sekä eliölajien monipuolisuutta ja rikkautta. Koska monet lajit ja eräät ekosysteemit ovat ihmisen toiminnan vuoksi harvinaistuneet tai tulleet uhanalaisiksi, on ryhdytty etsimään keinoja metsien monimuotoisuuden säilyttämiseksi. Luonnon monimuotoisuuden turvaaminen onkin nykyisin ympäristönsuojelun tärkeimpiä tavoitteita.

Metsillä ja metsistä saatavilla tuotteilla on keskeinen merkitys pyrittäessä hillitsemään uukaavaa ilmastonmuutosta. Koska hiilidioksidi on tärkein kasvihuonekaasu, ilmastonmuutosta yritetään lieventää hiilitaseen säätelyn avulla⁶. Metsätalous puolestaan toimii hiilen ekologisen kierron varassa. Metsien kasvukunnosta riippuu, missä määrin ne sitovat ilman hiilidioksidia ja lieventävät hiilidioksidipäästöistä aiheutuvia haittoja.

Metsien hoito ja niiden kestävä käyttö ovat elinympäristömme kannalta ratkaisevan tärkeitä metsien korvaamattomien suojavaikutusten vuoksi. Metsien ympäristö- ja suojavaikutukset korostuvat erityisesti maaperän ja vesistöjen suojelussa ja säilymisessä elinkelpoisina erilaisille eliöille.

Taloudellinen merkitys

Suomi on yksi maapallon metsäisimmistä maista ja taloudellisesti eniten metsistään riippuvainen teollisuusmaa. Kansallinen metsäpolitiikkamme onkin perustunut ajatukseen, että metsät ovat Suomen kansantalouden keskeinen

voimavara ja hallitseva osa suomalaista elinympäristöä. Metsien taloudellinen merkitys syntyy pääasiassa kotimaisen metsäteollisuuden tuotteista. Kun metsäteollisuuden edellytyksenä on terveen, lahtottoman puuaineen saanti, metsien säilyminen elinvoimaisina ja kasvukykyisinä on Suomessa tärkeämpää kuin useimmissa muissa metsäteollisuusmaissa.

Metsätalous työllisti 1990-luvun alussa noin 30 000 henkilöä ja metsäteollisuus noin 75 000 henkilöä⁷. Suomen kansantuotteesta noin neljännes muodostuu metsätaloudesta ja metsäteollisuudesta. Vientituloista lähes 40 % tulee metsistä. Nettovientituloista metsien osuus on vielä enemmän, koska metsätalouteen perustuvassa tuotannossa tuontipanoksen osuus on poikkeuksellisen alhainen, vain noin 15 %. Tästä syystä metsätuotteiden vienti mahdollistaa tasapainoisen vientitaseen. Myös huomattava osa kone- ja laitteellisuuden sekä palvelutoimialojen viennistä kytkeytyy metsätalouden ja -teollisuuden tuotantoon ja osaamiseen. Metsätalouteen perustuvan viennin osuus kokonaisviennistä on vähentynyt 1960-luvun alusta runsaasta 70 %:sta nykyiseen vajaaseen 40 %:iin. Metsäteollisuuden vienti henkeä kohti on OECD:n mukaan Suomessa suurempi kuin missään muussa Euroopan maassa, noin 9 000 mk, kun se on toisena olevassa Ruotsissa 5 250 mk ja Norjassa 1 700 mk.

Sosiaalinen merkitys ja arvostusten muuttuminen

Puun ohella metsät tuottavat monia muita hyödykkeitä ja niillä on mittaamattomia aineettomia arvoja. Metsiemme hoito ja käyttö on määrittynyt yhteiskunnan kehityksen ja kulloistenkin arvostusten mukaan. Elintason nousun myötä myös metsään liittyvät arvostukset ovat muuttuneet.

Puuntuotannon lisääminen oli 1950-luvulla vajaatuottoisten metsien yleisyyden vuoksi perusedellytyksenä metsäteollisuuden lisäämiselle ja väestön elintason nostamiselle, minä vuoksi metsänparannustöitä ryhdyttiin tu-

kemaan valtion varoin. Samalla metsänomistajat kiinnostuivat parantamaan metsiensä laatua ja arvoa. Intensiivisin puuntuottamisen kausi laantui 1970-luvun puolivälissä kustannusten jatkuvan nousun ja luonnonsuojeluliikkeiden taholta metsänkasvatuksen menetelmiin kohdistetun arvostelun vuoksi. Puuntuotannolle aiemmin asetetut tavoitteet kuitenkin ylittyivät. Samanaikaisesti yhteiskunnan rakennemuutos oli poikkeuksellisen nopeaa. Elintason nousu ja kaupungistuminen antoivat ihmisille lisää vapaa-aikaa, ja metsä tarjosi puolestaan harrastusmahdollisuuksia.

Metsien monikäyttö alkoi saada jalansijaa metsätalouden suunnittelussa ja metsien hoidossa 1970-luvun lopussa¹⁰. Metsiltä alettiin odottaa puuntuotannon ohella virkistysarvoja ja sivutuotteita. Metsien virkistyskäytöstä onkin tullut sekä taajamien että maaseudun ihmisten uusi yhteys luontoon. Perinteiset metsänkäyttömuodot, marjastus, sienestys ja metsästys ovat muuttuneet välttämättömyydestä vapaa-ajan vietoksi ja virkistäytymiseksi.

Metsiemme puuston kasvu on lisääntynyt määrätietoisen metsänhoidon tuloksena ja ylittää nyt selvästi puuvarojen käytön. Tämä antaa entistä suuremmat mahdollisuudet metsien monikäytölle ja luonnonsuojelulle, vaikka metsien taloudellinen merkitys säilyy edelleen suurena. Virkistyskäyttöön liittyvät olennaisesti ne erilaiset elämykset, joita metsäluonto tarjoaa. Metsien hoito ulkoilutarpeisiin, sivutuotteiden hyödyntäminen ja metsästysmahdollisuuksien järjestäminen ovat muodostuneet metsätalouden uusiksi tavoitteiksi¹⁴. Uudenlaisia arvoja ilmentää esimerkiksi metsästystä harrastavien määrän lisääntyminen viime vuosikymmenten aikana. Marjastus ja sienestys tuovat paitsi virkistystä myös taloudellista hyötyä. Ihmisten virkistäytymispaikkana metsät ovat tulleet yhä suosituimmiksi, joskaan kaikki luontoharrastajat eivät koe talousmetsiä luontotilaisten alueiden veroisiksi virkistyskohteiksi.

Ilman saastumisen synnyttämä uhka vaikutti osaltaan metsien arvostukseen 1980-luvulla. Metsien hoidossa alettiin painottaa en-

tistä enemmän sekametsä rakenteen suosimista, hyvää metsähygieniää ja metsämaan ravintetasapainon ylläpitämistä⁹. Tällä vuosikymmenellä on korostettu erityisesti metsäluonnon monimuotoisuuden vaalimista metsien ekologisten kestävyys turvaamiseksi.

Ihmisen näkökulmasta metsä ei ole pelkästään yksittäinen luonnonvara tai puuvarasto. Puuaineksen ja puusta saatavien tuotteiden lisäksi metsien maisemalliset ja kulttuuriarvot ovat tulleet entistä tärkeämmiksi¹⁰. Elinympäristöömme liittyvät tekijät ovat osa muuttuvaa arvomaailmaa ja syventynyt tietoisuus ympäristöstä on laajentanut näkemyksiämme metsien arvosta. Joitakin arvoja voidaan mitata rahassa, toiset ovat näkemys- ja tunneasioita. Metsän tuottamista hyödykkeistä aineellisten tuotteiden arvo on laskettavissa, kun taas esimerkiksi ulkoilu ympäristö ja maisema ovat pitkälti paikkaan sidottuja tunneasioita¹².

Metsien hitaaseen kehitykseen verrattuna metsiin kohdistuvat arvostukset tai niiden painotukset muuttuvat melko nopeasti. Jotta metsien kestävyys voitaisiin turvata eri tilanteissa, on tärkeää, että metsien hoidon ja käytön menetelmät ovat ekologisesti hyvin perusteltuja. Silloin metsät säilyvät tulevaisuudessakin suomalaisten taloudellista ja henkistä hyvinvointia ylläpitävänä voimavarana.

METSÄVARAT VUOSINA 1989–1994 JA NIIDEN MUUTOKSET VUODESTA 1951 LÄHTIEN

Erkki Tomppo

Metsävarojen inventointi

Suomen metsävarat on arvioitu valtakunnan metsien inventoinneilla (VMI) kahdeksan kertaa. Ensimmäinen inventointi tehtiin vuosina

1921–1924 ja toistaiseksi viimeisin, kahdeksas inventointi 1986–1994. Vuonna 1994 mitattiin uudelleen osa (38 %) niistä 8. inventoinnin näytealoista, jotka oli mitattu vuosina 1986–1989. Tällä tavoin voitiin päivittää VMI8:n tiedot Lounais-Suomesta Pohjois-Karjalaan ulottuvalle alueelle. Koko maata koskevat tiedot (VMI8+) ovat siten vuosilta 1989–1994. Kahdeksannen inventoinnin aikana otettiin tulosten laskennassa käyttöön maastomittausten lisäksi satelliittikuvat ja numeerisessa muodossa olevat kartat. Niiden avulla tulokset voidaan laskea pienalueille ja tuottaa metsiä kuvaavia teemakarttoja¹⁸, joita puolestaan voidaan käyttää mm. metsävarojen ja tuhoille alttiiden kohteiden paikantamiseen sekä metsien pirstoutumisen tarkasteluun.

Inventointien tuottamat metsien puuvaranto-, rakenne- ja kasvutiedot antavat metsätalouden suunnittelun lisäksi mahdollisuuden arvioida metsien pitkän ajan muutoksia. Muita metsäekosysteemiä koskevia tietoja, kuten metsien terveydentilaa ja aluskasvillisuutta kuvaavia tietoja voidaan käyttää metsätalouden suunnittelun lisäksi esimerkiksi arvioitaessa metsien monimuotoisuuden muutoksia sekä ympäristömuutosten vaikutuksia metsiin.

Seuraavassa metsävaratietojen tarkastelussa Etelä-Suomi tarkoittaa Ahvenanmaata ja aluetta Lounais-Suomesta Keski-Pohjanmaalle eli entisten metsälautakuntien 1–15 aluetta. Pohjois-Suomi käsittää Kainuun, Pohjois-Pohjanmaan ja Lapin eli entisten metsälautakuntien 16–19 alueet¹⁹.

Maaluokat

Suomen kokonaismaa-ala on 30,46 milj. ha, josta metsätalouden piiriin luettavaa maata on 26,28 milj. ha eli 86 % maa-alasta. Metsätalouden maa lisääntyi 1960-luvun lopulla ja 1970-luvun alussa peltojen metsittämisen myötä, ja alkoi rakentamisen seurauksena vähentyä 1970-luvun lopussa (taulukko 1.1).

Metsämaaksi luokitellaan metsätalouden maa, jolla puuston keskimääräinen vuotuinen

Taulukko 1.1. Maaluokat valtakunnan metsien inventoinneissa vuosina 1951–1994.

Inven- tointi	Mittaus- vuodet	Metsä- maa	Kitu- maa	Jouto- maa	Muu metsä- talouden maa	Metsäta- louden maa	milj. ha Kokonais- maa-ala
VMI3	(1951–1953)	17,352	4,522	4,441	–	26,315	30,54
VMI4	(1960–1963)	16,909	4,832	4,492	–	26,233	30,54
VMI5	(1964–1970)	18,697	3,674	4,226	0,070	26,667	30,55
VMI6	(1971–1976)	19,738	3,583	3,371	0,086	26,778	30,55
VMI7	(1977–1984)	20,065	3,157	3,049	0,103	26,374	30,47
VMI8	(1986–1994)	20,032	2,971	3,123	0,150	26,276	30,46
VMI8+	(1989–1994)	20,030	2,957	3,126	0,162	26,275	30,46 ¹⁾

¹⁾ VMI8+ = ns. päivitysinventoinnin maastomittaukset vuodelta 1994 eteläisimmässä Suomessa, muualla maassa varsinaiset VMI8:n mittaukset vuosilta 1989–1994.

© Metsäntutkimuslaitos/VMI

kasvu kiertoaikana on vähintään 1 m³/ha. Kitumaalla keskimääräinen vuotuinen kasvu on 0,1–1 m³/ha. Etelä-Suomen metsätalouden maan pinta-ala on 12,54 milj. ha, mistä metsämaata on 11,50 milj. ha. Pohjois-Suomen vastaavat luvut ovat 13,73 ja 8,53 milj. ha. Neljänteen inventointiin (1960–1964) asti metsämaa sisälsi nykyisen metsämaan ja osan nykyistä kitumaata, ja se jaettiin kasvulliseen ja huonokasvuiseen metsämaahan. Entinen kasvullinen metsämaa ja nykyinen metsämaa eivät siten ole täysin vertailukelpoisia.

Kitumaan ja joutomaan soiden ojitukset sekä jonkin verran peltojen metsitykset ovat lisänneet metsämaata vuodesta 1952 lähtien siten, että metsämaata on nyt 2,68 milj. ha enemmän kuin 1950-luvun alussa oli kasvullista metsämaata. Metsämaata on 20,03 milj. ha eli 65,8 % maa-alasta ja 76 % metsätalouden maasta. Osa 1950-luvun alun jälkeisestä metsämaan alan lisäyksestä aiheutuu metsämaan käsitteen muuttumisesta. Kitu- ja joutomaan yhteispinta-ala on vähentynyt 1950-luvun alusta lähtien. Joutomaan osuus metsätalouden maasta on laskenut 16,9 %:sta 11,9 %:iin.

Metsätalouden maasta omistavat yksityiset henkilöt tai yhteisöt 54 %, valtio 33 %, yhtiöt 8 % ja muut, lähinnä kunnat ja seurakunnat 5 %. Metsämaasta yksityiset omistavat 62 %, valtio 25 % ja yhtiöt 9 %.

Suometsät

VMI:ssa metsikkö luokitellaan suoksi, jos kivennäismaata peittävä orgaaninen kerros on turvetta (ei vähimmäispaksuutta) tai jos aluskasvillisuudesta yli 75 % on suokasvillisuutta. Soiden kokonaisala on viimeisten inventointien mukaan 8,92 milj. ha eli 33,9 % metsätalouden maasta (taulukko 1.2). Soita oli 1950-luvun alussa 9,74 milj. ha. Korpia on 2,28 milj. ha, rämeitä 4,93 milj. ha ja avosoita 1,71 milj. ha. Soista on metsämaata 4,81 milj. ha, kitumaata 2,01 milj. ha ja joutomaata 2,11 milj. ha.

Ojitettua suota on 4,70 milj. ha eli 53 % suoalasta. Valtaosa ojituksista on tehty 1950-luvun alun ja 1970-luvun lopun välillä (taulukko 1.2). Viimeisten kymmenen vuoden aikana uudisojituksia on tehty soilla 220 000 ha ja kankailla 50 000 ha.

Ojituksen tavoitteena on muuttaa suon vesiolot puiden kasvulle suotuisammaksi ja luonnontilainen suo ojikko- ja muuttumavaiheen kautta turvekankaaksi. Ojikkoja on 1,05 milj. ha, muuttumia 2,71 milj. ha ja turvekankaita 0,94 milj. ha.

Metsätaloudellisessa mielessä virheellisiä eli puuntuotantoon liian karujen maiden ojituksia on 450 000 ha eli vajaat 10 % ojituksista. Puuntuotantoon sopivaa ojittamatonta suota on koko maassa viimeisimpien inventointien mukaan 780 000 ha. Kokonaan tai osittain uutta

ojitusta entisille ojitusaloille on VMI8:ssa ehdotettu yhteensä 1,04 milj. suohehtaarille eli vajaalle 22 %:lle soiden ojitusalaista.

Ojitettuja kankaista on 1,07 milj. ha. Osa ojitetuksi kankaaksi luokitellusta alasta on aikoinaan ollut ohutturpeista tai turpeetonta suota. Suoalaa ovat pienentäneet myös tekoaltaiden

ja turvetuotantoalueiden rakentaminen sekä peltonraivaus, arviolta yhteensä noin 150 000 ha⁸. Suoala on pienentynyt 1950-luvun alusta yhteensä 820 000 ha, joten 1950-luvun alun soista noin 670 000 ha on VMI8+:ssa luokiteltu ojitetuiksi kankaiksi tai kankaiksi.

Taulukko 1.2. Soiden ojitustilanne vuosina 1951–1994.

Koko maa

Inventointi	Ojittamaton	Ojikko	Muuttuma	Turvekangas	Suoala, 1000 ha
% suoalasta					
VMI3 (1951–1953)	90,6	2,8	5,2	1,4	9742
VMI5 (1964–1970)	68,2 ¹⁾	18,8	9,2	3,8	9779 ¹⁾
VMI6 (1971–1976)	56,4	19,5	18,3	5,8	9337
VMI7 (1977–1984)	50,4	13,5	28,7	7,4	9019 ¹⁾
VMI8 (1986–1994)	47,6	9,7	32,5	10,2	8924 ²⁾
VMI8+ (1989–1994)	47,3	11,8	30,4	10,5	8927 ³⁾

¹⁾ Näissä osuuksissa eivät ole mukana luonnonsuojelualueiden suot.

¹⁾ Lisäksi ojitettua kangasta 604 000 ha

²⁾ Lisäksi ojitettua kangasta 1 007 000 ha

³⁾ Lisäksi ojitettua kangasta 1 071 000 ha

Etelä-Suomi

Inventointi	Ojittamaton	Ojikko	Muuttuma	Turvekangas	Suoala, 1000 ha
% suoalasta					
VMI3 (1951–1953)	82,3	4,4	9,9	3,4	3846
VMI5 (1964–1968)	52,6 ¹⁾	23,0	16,8	7,6	3958 ¹⁾
VMI6 (1971–1974)	36,1	25,1	28,0	10,8	3630
VMI7 (1977–1982)	29,3	15,5	40,0	15,2	3448 ¹⁾
VMI8 (1986–1992)	25,1	12,4	42,3	20,2	3437 ²⁾
VMI8+ (1989–1994)	24,3	11,3	43,1	21,3	3429 ³⁾

¹⁾ Näissä osuuksissa eivät ole mukana luonnonsuojelualueiden suot.

¹⁾ Lisäksi ojitettua kangasta 359 000 ha

²⁾ Lisäksi ojitettua kangasta 640 000 ha

³⁾ Lisäksi ojitettua kangasta 704 000 ha

Pohjois-Suomi

Inventointi	Ojittamaton	Ojikko	Muuttuma	Turvekangas	Suoala, 1000 ha
% suoalasta					
VMI3 (1951–1953)	96,1	1,6	2,2	0,1	5896
VMI5 (1969–1970)	78,8 ¹⁾	16,0	4,1	1,1	5821 ¹⁾
VMI6 (1975–1976)	69,3	16,0	12,1	2,6	5707
VMI7 (1982–1984)	63,5	12,3	21,6	2,5	5571 ¹⁾
VMI8 (1992–1994)	61,7	12,0	22,5	3,8	5498 ²⁾

¹⁾ Näissä osuuksissa eivät ole mukana luonnonsuojelualueiden suot.

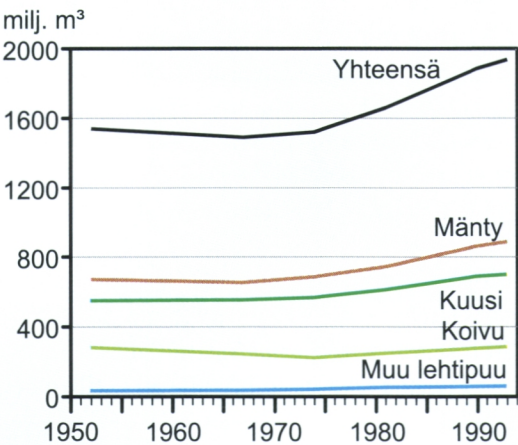
¹⁾ Lisäksi ojitettua kangasta 245 000 ha

²⁾ Lisäksi ojitettua kangasta 367 000 ha

Puuston tilavuus

Puuston kokonaistilavuuden eli puuvarannon arvio on 1 937 milj. m³. Lisäystä 1950-luvun alun (VMI3) 1 538 milj. m³:iin on 26 % ja 1980-luvun alun 1 660 milj. m³:iin 17 % (taulukko 1.3, kuva 1.1). Puuston tilavuudesta on maan etelä-osassa 1 331 milj. m³ ja pohjoisosassa 556 milj. m³. Puusto on lisääntynyt 7. inventointiin (1977–1984) verrattuna Etelä-Suomessa 18 % ja Pohjois-Suomessa 14 %. Taulukossa 1.3 on VMI3:n ja VMI5:n tilavuuksiin tehty uusien, VMI6:ssa käyttöön otettujen tilavuusmallien aiheuttama 3 %:n lisäys⁴.

Etelä-Suomessa puuvaranto on kasvanut jatkuvasti 1950-luvun alun jälkeen. Pohjois-Suomessa puuvaranto pieneni laajojen uudistushakkuiden takia 1950- ja 1960-luvuilla, mutta alkoi kasvaa 1970-luvulla ja on nyt suurempi kuin 1950-luvun alun varanto. Lisäys johtuu kokonaispoistumaa suuremmasta puuston kasvus-



Kuva 1.1. Puuston tilavuus metsä- ja kitumaalla vuosina 1951–1994.

ta. Kasvua ovat lisänneet mm. soiden ojitus ja sen aiheuttama puustoisien maa-alan lisääntyminen sekä muuttuneet metsänhoito- ja hakkuutavat.

Taulukko 1.3. Puuston tilavuus metsä- ja kitumaalla vuosina 1951–1994.

Koko maa						milj. m³
	VMI3	VMI5	VMI6	VMI7	VMI8	VMI8+
Puulaji	1951–1953	1964–1970	1971–1976	1977–1984	1986–1994	1989–1994
Mänty	672	655	686	745	863	890
Kuusi	549	555	568	613	690	701
Koivu	282	244	224	249	276	286
Muu lehtipuu	35	37	42	53	58	60
Yhteensä	1538	1491	1520	1660	1887	1937

Etelä-Suomi						milj. m³
	VMI3	VMI5	VMI6	VMI7	VMI8	VMI8+
Puulaji	1951–1953	1964–1970	1971–1976	1977–1984	1986–1994	1989–1994
Mänty	404	402	425	459	526	552
Kuusi	389	426	448	499	571	582
Koivu	190	167	151	168	186	196
Muu lehtipuu	27	30	34	45	48	51
Yhteensä	1010	1025	1058	1171	1331	1381

Pohjois-Suomi					milj. m³
	VMI3	VMI5	VMI6	VMI7	VMI8
Puulaji	1951–1953	1964–1970	1971–1976	1977–1984	1986–1994
Mänty	269	253	261	286	338
Kuusi	160	129	120	114	119
Koivu	92	77	73	81	90
Muu lehtipuu	8	7	8	9	9
Yhteensä	528	466	462	489	556

Puulajien osuudet runkotilavuudesta ovat vaihdelleet vain vähän 1950-luvun alun jälkeen. Mäntyä on ollut 44–46 % puuston tilavuudesta, kuusta 36–37 %, koivua 15–18 % ja muita lehtipuita 2–3 %. Mäntyä on tällä hetkellä 46 %, kuusta 36 %, koivua 15 % ja muita lehtipuita 3 % puuston kokonaistilavuudesta. Koivun tilavuus, 286 milj. m³, on nyt lähes sama kuin 1950-luvun alussa. Muita lehtipuita, lähinnä haapaa ja leppää oli 1950-luvun alussa 35 milj. m³ eli selvästi nykyistä vähemmän.

Puustoa on ojitetuilla soilla 307 milj. m³ eli vajaan 16 % kokonaistilavuudesta. Ojitettujen soiden puuston tilavuudesta mäntyä on 48 %, kuusta 25 %, koivua 26 % ja muita lehtipuita 1 %. Ojittamattomilla soilla on puuta 88 milj. m³ eli 4,5 % kokonaistilavuudesta.

Metsämaan puuston keskitilavuus on noussut selvästi 1960-luvun lopun jälkeen:

	VMI5 1964–1970	VMI8+ 1989–1994
Etelä-Suomi	93 m ³ /ha	119 m ³ /ha
Pohjois-Suomi	56 m ³ /ha	61 m ³ /ha
Koko maa	77 m ³ /ha	94 m ³ /ha

Nykyistä puuston keskitilavuutta metsämaalla ei voida verrata 1950-luvun alun keskitilavuuteen kasvullisella metsämaalla, koska niiden määritelmät eivät ole täsmälleen samat.

Metsämaan puuston keskitilavuus on suurin (156 m³/ha) entisen Uusimaa-Hämeen metsälautakunnan alueella ja pienin (54,3 m³/ha) Koillis-Suomen metsälautakunnan alueella. Metsä- ja kitumaan puuston keskitilavuus on 84,3 m³/ha, kun se 1950-luvun alussa oli 70,3 m³/ha (kuva 1.2).

Puulajien vallitsevuus

Vallitseva puulaji on kasvatusmetsissä ja uudistuskypsissä metsissä se vallitsevan puujakson puulaji, jota on tilavuudeltaan eniten, ja taimikoissa se puulaji, jonka kehitystä silmällä pitäen puustoa hoidetaan.

Männyn suosiminen metsän uudistamisessa ja soiden ojitusten vaikutus näkyvät puulaji-

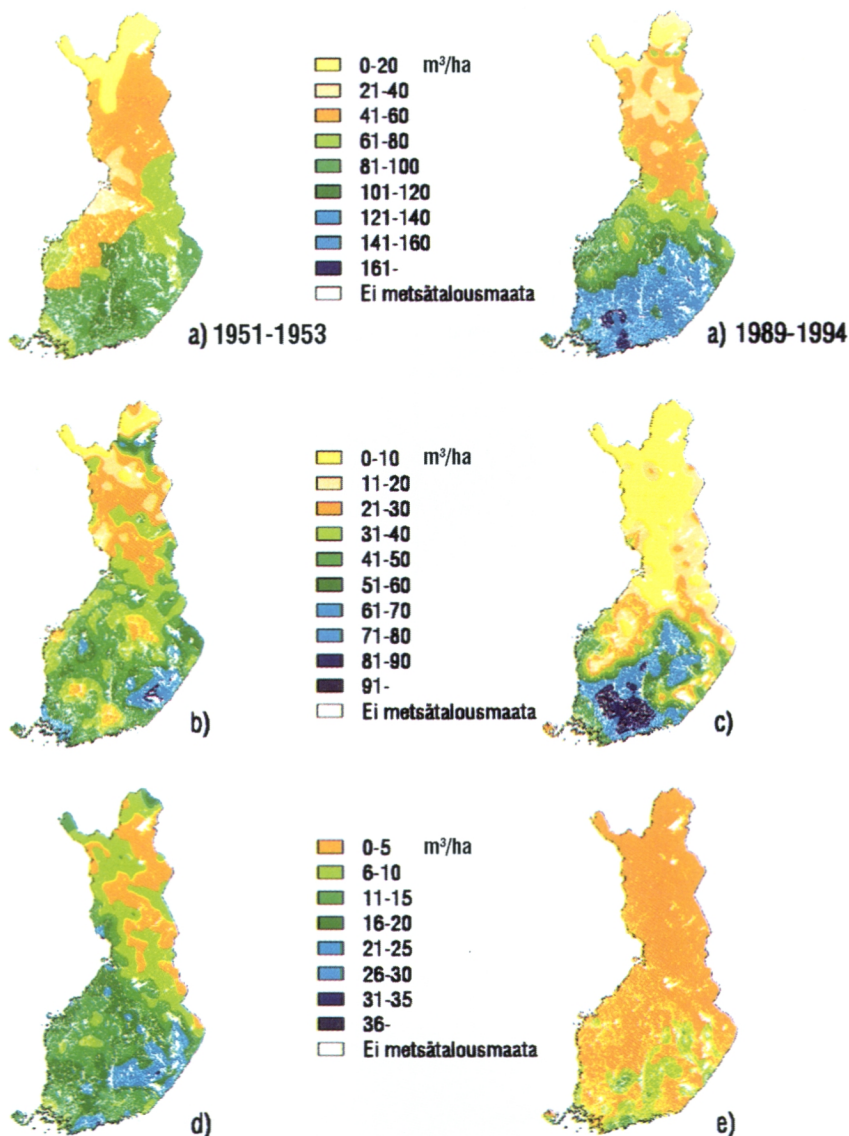
valtaisuuksien muutoksina (taulukko 1.4). Mäntyvaltaiset metsät ovat lisääntyneet 40 vuodessa maan eteläosassa runsaat 2,3 milj. ha, pohjoisosassa 2,0 milj. ha ja koko maassa vajaan 4,4 milj. ha (osuus pinta-alasta noussut 49,7 % → 64,8 %). Osa lisäyksestä johtuu VMI3:n kasvullisen metsämaan ja nykyisen metsämaan määritelmien eroavuuksista. Mäntyvaltaisia metsiä on nyt 13,0 milj. ha, tästä Etelä-Suomessa 6,6 milj. ha ja Pohjois-Suomessa 6,4 milj. ha. Kuusivaltaiset metsät ovat maan eteläosassa vähentyneet lievästi, 0,2 milj. ha, pohjoisosassa selvästi, 0,9 milj. ha eli koko maassa 1,1 milj. ha (35,3 % → 25,1 %). Kuusivaltaisia metsiä on nyt Etelä-Suomessa 3,7 milj. ha ja Pohjois-Suomessa 1,3 milj. ha eli yhteensä 5,0 milj. ha.

Koivuvaltaiset metsät ovat vähentyneet 1950-luvun alusta suhteellisesti eniten, maan eteläosassa 0,6 milj. ha, pohjoisosassa vajaan 0,1 milj. ha ja koko maassa 0,7 milj. ha (13,1 % → 7,9 %). Koivuvaltaisia metsiä on nyt 1,6 milj. ha, kun 1950-luvun alussa niitä oli 2,3 milj. ha. Haapavaltaisten metsien osuus on lisääntynyt sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa. Leppävaltaisten metsien osuus on puolestaan laskenut maan eteläosassa, mutta pysynyt pohjoisessa entisellään. Koko maassa on sekä haapa- että leppävaltaisia metsiä kumpiakin noin 60 000 ha. Samanaikaisesti lehtipuuvalltaisten metsien vähenemisen kanssa lehtipuiden tilavuus on kuitenkin lisääntynyt, joten lehtipuu-sekametsät ovat yleistyneet.

Eniten mäntyvaltaisia metsiä on entisen Kainuun metsälautakunnan alueella (76,4 % metsämaan alasta), kuusivaltaisia Uusimaa-Hämeen metsälautakunnan alueella (51,5 %) ja koivuvaltaisia metsiä Keski-Pohjanmaalla (10,6 %).

Ikä- ja kehitysluokat

Sekä luontaisesti syntyneissä että viljelymetsissä, varsinkin varttuneissa, on aina eri-ikäisiä puita.



Kuva 1.2. a) Puuston keskitilavuus metsä- ja kitumaalla vuosina 1951–1953 (VMI3) ja 1989–1994 sekä b) männyn keskitilavuus, c) kuusen keskitilavuus, d) koivun keskitilavuus ja e) muun lehtipuun keskitilavuus metsä- ja kitumaalla vuosina 1989–1994.

VMI:ssa metsikön iällä tarkoitetaan valitsevan jakson puiden tilavuuksilla painotettua keski-ikää. Käytännössä ikä arvioidaan jakson yksittäisten puiden ikien keskiarvona. Vallitseva jakso on se puujakso, jonka perusteella metsikköä ensisijaisesti käsitellään. Samassa metsikössä olevien, selvästi eri aikaan syntyneiden

puujaksojen (esim. vakiintunut taimikko ja ylispuusto) iät määritetään erikseen.

Metsätalouden järjestelyn tavoitteena on suurilla alueilla ikärakenne, joka pitää yllä korkeaa, tasaista ja kestävä puuntuotosta. Tähän tavoitteeseen päästään tasaisella ikärakenteella, jossa vanhimmat metsät ovat ohjekiertojen ikäisiä⁵.

Taulukko 1.4. Puulajien vallitsevuus metsämaalla vuosina 1951–1994.

Etelä-Suomi

Inven- tointi	Vallitseva puulaji, % metsämaan alasta						Metsämaata, milj. ha
	Puuton	Mänty	Kuusi	Koivu	Haapa	Leppä	
VMI3	0,7	42,7	39,1	15,5	0,2	1,8	9,958
VMI5	4,0	47,5	38,9	8,0	0,2	1,4	10,944
VMI6	3,6	49,0	38,6	6,9	0,2	1,7	11,312
VMI7	2,6	54,4	35,0	6,8	0,3	0,9	11,490
VMI8	1,6	56,8	33,2	7,3	0,4	0,7	11,499
VMI8+	1,6	57,2	32,3	8,0	0,4	0,5	11,496

Pohjois-Suomi

Inven- tointi	Vallitseva puulaji, % metsämaan alasta						Metsämaata, milj. ha
	Puuton	Mänty	Kuusi	Koivu	Haapa	Leppä	
VMI3	0,7	59,1	30,1	9,9	0,1	0,1	7,394
VMI5	4,9	66,7	22,1	6,1	0,1	0,1	7,753
VMI6	4,5	70,6	18,5	6,0	0,2	0,2	8,426
VMI7	3,9	72,0	16,6	7,2	0,2	0,1	8,575
VMI8	1,3	75,1	15,5	7,8	0,2	0,1	8,534

© Metsäntutkimuslaitos/VMI

Etelä-Suomen metsien ikärakenne

Etelä-Suomessa ikäluokkia 41–60 ja 61–80 vuotta oli 1920-luvun alussa selvästi enemmän kuin tasainen ikärakenne olisi edellyttänyt. Ikärakenne oli alkanut tasoittua 1970-luvun alkuun tultaessa ja on tasoittunut siitä edelleen hakkuu-

tapojen muututtua (taulukko 1.5). Tällä hetkellä ikärakenne koko metsämaalla on lähellä tasaista lukuun ottamatta hieman muita suurempaa ikäluokkaa 21–40 vuotta sekä kasvavaa 101–120-vuotisten metsien määrää (kuva 1.3).

Puulajeittain tarkasteltuna ikärakenne poikkeaa kuitenkin puuntuotannon tavoitteiden mu-

Taulukko 1.5. Metsien ikärakenne.

Etelä-Suomi

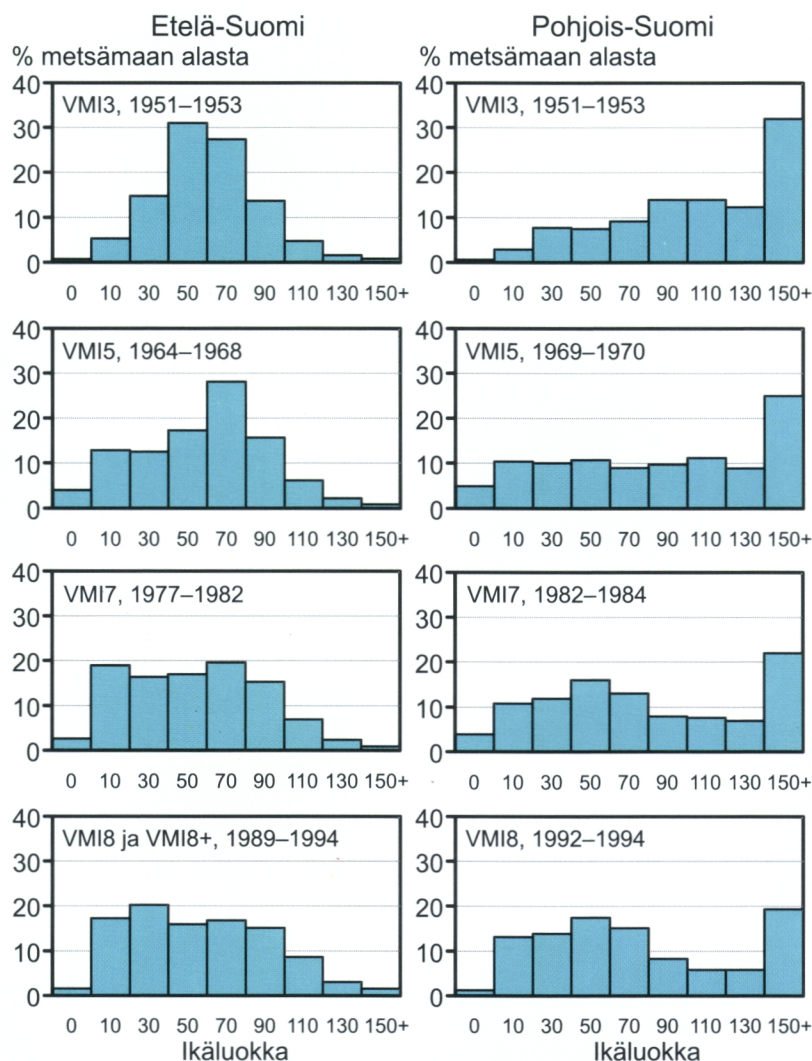
Inven- tointi	Ikäluokka, % metsämaan alasta									Metsämaata, milj. ha
	Puuton	0-20	21-41	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-	
VMI3	0,7	5,3	14,7	31,0	27,4	13,7	4,8	1,6	0,8	9,958
VMI5	4,0	12,9	12,6	17,3	28,2	15,7	6,2	2,2	0,9	10,944
VMI6	3,6	17,1	14,6	17,9	23,4	14,5	6,0	2,1	0,8	11,312
VMI7	2,6	19,0	16,4	17,0	19,6	15,3	6,9	2,3	0,9	11,490
VMI8	1,6	17,2	20,3	15,9	17,3	15,3	7,7	3,2	1,6	11,499
VMI8+	1,6	17,3	20,2	15,9	16,8	15,1	8,6	3,1	1,6	11,496

Pohjois-Suomi

Inven- tointi	Ikäluokka, % metsämaan alasta									Metsämaata, milj. ha
	Puuton	0-20	21-41	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-	
VMI3	0,6	2,9	7,7	7,5	9,2	13,9	13,9	12,3	32,0	7,394
VMI5	4,9	10,4	10,0	10,8	9,0	9,8	11,2	8,9	25,0	7,753
VMI6	4,5	10,8	10,2	12,5	11,3	9,3	9,4	8,2	23,8	8,426
VMI7	3,9	10,8	11,9	16,0	13,0	7,9	7,6	6,9	22,0	8,575
VMI8	1,3	13,1	13,8	17,4	15,1	8,3	5,8	5,8	19,3	8,534

© Metsäntutkimuslaitos/VMI

Kuva 1.3. Metsämaan metsiköiden ikärakenne Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa vuosina 1951–1994.



kaisesta. Mäntyvaltaisista metsistä lähes 60 % on alle 60-vuotisia (taulukko 1.6). Mäntyvaltaisia 61–100-vuotisia metsiä on 28 % ja yli 100-vuotisia vajaa 15 % mäntyvaltaisten metsien alasta. Kuusen lyhyemmästä kiertoajasta huolimatta kuusivaltaiset metsät ovat keskimäärin vanhempia. Kuusivaltaisista metsistä alle 60-vuotisia on 42 %, 60–100-vuotisia 44 % ja yli 100-vuotisia vajaat 15 %. Lehtipuuvallaisista metsistä ovat nuorempia kuin havumetsät; niistä on 1–40-vuotisia 52 %, 41–60-vuotisia 25 % ja yli 80-vuotisia 10 %.

Puuttomia uudistusaloja oli eniten 1960-luvun lopulla, vajaat 5 % metsämaan alasta. Sen

jälkeen niiden osuus on pienentynyt koko ajan ollen nyt 1,6 %.

Pohjois-Suomen metsien ikärakenne

Pohjois-Suomen metsien lähtötilanne 1920-luvun alussa poikkesi olennaisesti Etelä-Suomesta. Ensimmäisessä inventoinnissa runsas puolet metsistä (55 %) oli yli 120-vuotisia ja 45 % yli 140-vuotisia. Vielä VMI7:ssä näiden ikäluokkien osuudet olivat vastaavasti 29 % ja 22 % (taulukko 1.5). VMI8:ssä yli 120-vuotisia metsiä oli neljännes ja yli 140-vuotisia vajaat viiden-

nes metsämaan alasta. Vanhoja metsiä on erityisesti valtion mailla, joilla suojelualueet lisäävät niitä jonkin verran. Nuorten metsien ala on lisääntynyt koko ajan, mutta lieenee saavuttanut jo maksiminsa. Alle 60-vuotisia metsiä on nyt 44 % metsämaan alasta.

Pohjois-Suomessa mäntyvaltaiset metsät ovat suhteellisesti vielä nuorempia kuin Etelä-Suomessa. Mäntyvaltaisista metsistä alle 80-vuotisia on lähes 60 % (taulukko 1.6), ikäluokkia 80–160 vuotta on suhteellisen vähän, ja yli 160-vuotisia on lähes viidennes. Kuusivaltaiset metsät ovat sen sijaan vanhoja, 38 % on yli 160-vuotisia. Vanhoja metsiä on runsaasti Pohjois-Suomen suojelualueilla.

Puuttomien uudistusalojen osuus kasvoi metsien uudistamisen yleistymisen myötä ja niitä oli enimmillään 1960-luvun lopulla 5 % metsämaasta. Viimeisimpien inventointien mukaan puuttomat uudistusalat ovat vähentyneet; niitä on nyt 1,3 % metsämaan alasta.

Kehitysluokat

VMI:ssa metsiköt jaetaan kehitysluokkiin pääasiallisesti puuston iän ja järeyden perusteella. Inventoinnissa erotetaan kehitysluokat: puuton

uudistusala, siemenpuumetsikkö, suojuspuumetsikkö, pieni ja varttunut taimikko, nuori ja varttunut kasvatusmetsikkö sekä uudistuskypsi metsikkö.

Etelä-Suomessa on puutonta uudistusalaa 1,6 % metsämaan alasta, siemen- ja suojuspuumetsiköitä 2,3 %, pientä taimikkoa 5,9 %, varttunutta taimikkoa 14,0 % ja nuorta kasvatusmetsää 34,4 %. Näitä kehitysluokkia on kaikkiaan 58,2 % metsämaan alasta. Varttuneita kasvatusmetsiä on 25,3 % ja uudistuskypsiä metsiä 16,5 %. Vajaatuottoisia metsiä on eri kehitysluokissa yhteensä 6,4 % metsämaan alasta.

Pohjois-Suomessa puutonta uudistusalaa on 1,3 % metsämaasta, siemen- ja suojuspuumetsiköitä 2,2 %, pientä taimikkoa 7,0 %, varttunutta taimikkoa 16,3 % ja nuorta kasvatusmetsää 37,7 %. Näitä kehitysluokkia on kaikkiaan 65 % metsämaasta. Varttuneita kasvatusmetsiä on 14 % ja uudistuskypsiä metsiä 21 %. Vajaatuottoisia metsiä on 16,5 %.

Puuntuotantoon käytettävissä olevasta metsämaasta – maasta, jota ei ole suojeltu tai jolla hakkuita ei ole muuten rajoitettu – on Pohjois-Suomessa aukeaa, siemen- tai suojuspuustoa, taimikoita tai nuorta kasvatusmetsää

Taulukko 1.6. Metsiköiden ikärakenne puulajivaltaisuuksittain vuosina 1989–1994.

Etelä-Suomi

Puulaji	Ikäluokka, % metsämaan alasta									Metsämaata, milj. ha
	Puuton	0-20	21-41	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-160	
Mänty	—	20,7	23,1	14,1	13,9	13,7	8,9	3,7	2,0	6,576
Kuusi	—	11,9	12,4	17,4	23,6	20,4	10,3	3,0	1,2	3,717
Lehtipuut	—	17,7	34,2	25,3	13,5	7,5	1,7	0,3	0,1	1,012
Yhteensä	1,6	17,3	20,2	15,9	16,8	15,1	8,6	3,1	1,6	11,496

Mäntyvaltaisiin metsiköihin on kuusta lukuunottamatta yhdistetty muut havupuuvallaiset metsiköt.

Pohjois-Suomi

Puulaji	Ikäluokka, % metsämaan alasta										Metsämaata, milj. ha
	Puuton	0-20	21-41	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-160	160-	
Mänty	—	12,2	9,9	17,7	18,7	8,2	4,6	5,1	4,8	19,0	6,409
Kuusi	—	8,9	3,4	4,9	5,9	8,2	9,6	11,8	9,7	37,6	1,323
Lehtipuut	—	8,3	29,9	29,2	16,2	8,0	3,3	2,8	2,0	0,4	0,691
Yhteensä	1,3	13,1	13,8	17,4	15,1	8,3	5,8	5,8	4,6	14,7	8,534

68,3 %, uudistuskypsiä metsiä 17,3 %. Puuntuotantoon käytettävissä olevasta metsämaasta on vajaatuottoisia metsiköitä 13,8 %.

Puuston järeys ja tukkiosuus

Puuston järeys määritetään rinnankorkeusläpimitan (1,3 m:n korkeudella olevan läpimitan) ja jossain määrin tukkiosuuden avulla. Tukkien laatu- ja mittavaatimukset muuttuvat kuitenkin inventoinnista toiseen, joten tukkiosuudet eivät

Taulukko 1.7. Metsä- ja kitumaan puuston tilavuuden jakautuminen läpimittaluokkiin vuosina 1951–1994.

Koko maa					
Inven- tointi	Läpimitta, cm				Kokonais- tilavuus, milj. m³
	-10	10,1-20	20,1-30	30,1-	
VMI3	190,1	634,9	557,4	155,6	1538
VMI5	168,6	540,9	585,9	195,6	1491
VMI6	171,1	525,0	591,0	233,0	1520
VMI7	218,7	557,4	614,7	269,2	1660
VMI8	238,0	649,0	650,0	350,0	1887
VMI8+	234,0	672,0	658,0	373,0	1937
Etelä-Suomi					
Inven- tointi	Läpimitta, cm				Kokonais- tilavuus, milj. m³
	-10	10,1-20	20,1-30	30,1-	
VMI3	121,1	433,9	383,4	70,6	1010
VMI5	101,6	364,9	433,9	124,6	1025
VMI6	106,1	352,0	439,0	161,0	1058
VMI7	134,7	372,4	463,7	200,2	1171
VMI8	145,1	427,3	493,0	266,0	1331
VMI8+	141,0	450,0	500,0	288,0	1381
Pohjois-Suomi					
Inven- tointi	Läpimitta, cm				Kokonais- tilavuus, milj. m³
	-10	10,1-20	20,1-30	30,1-	
VMI3	121,1	433,9	383,4	70,6	1010
VMI3	69,0	201,0	174,0	85,0	528
VMI5	67,0	176,0	152,0	71,0	466
VMI6	65,0	173,0	152,0	72,0	462
VMI7	84,0	185,0	151,0	69,0	489
VMI8	93,0	221,0	157,0	84,0	556
VMI8 *	80,0	191,0	126,0	53,0	450

*) ei puuntuotannon rajoituksia

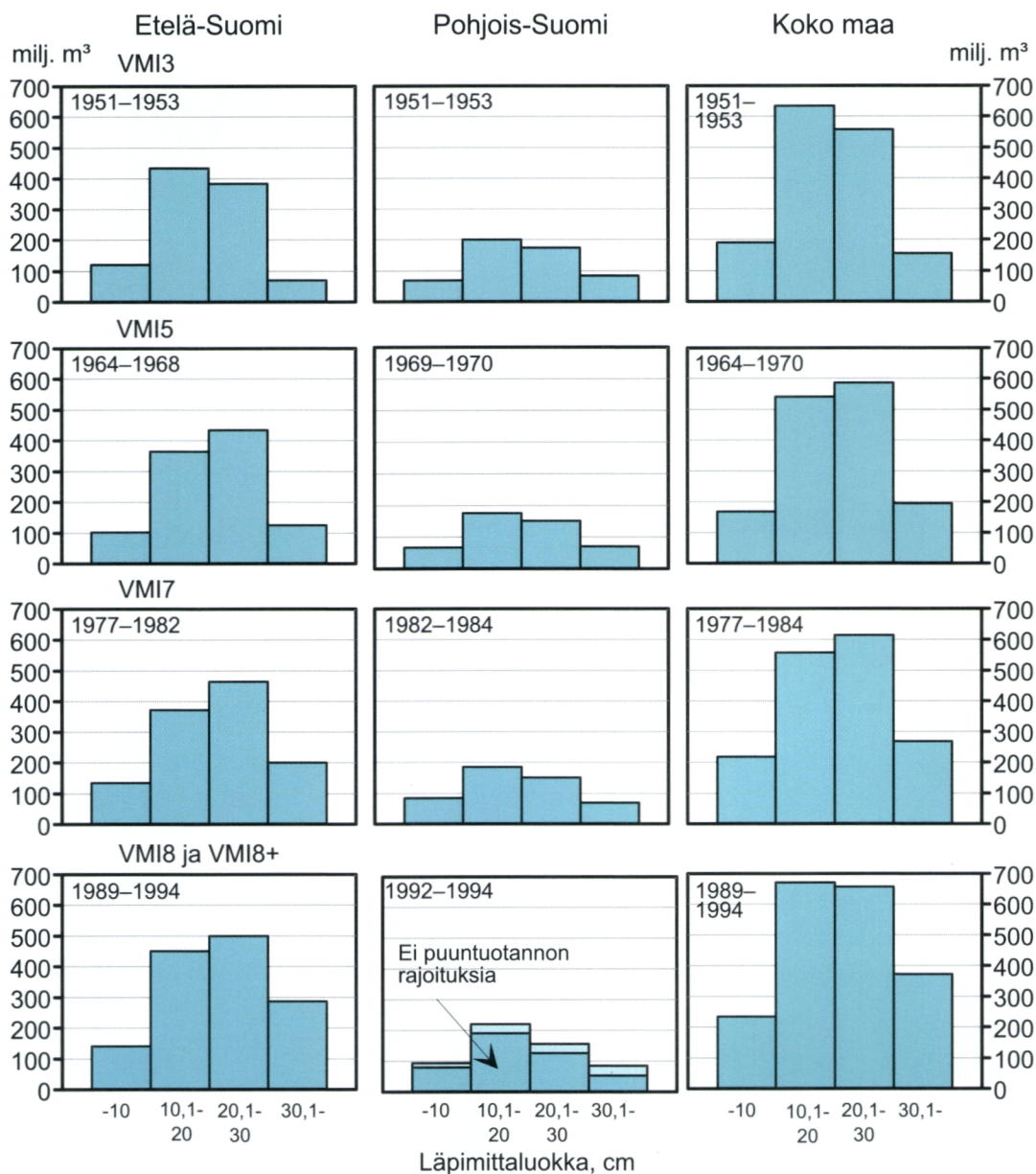
ole vertailukelpoisia. Myös läpimitan mittauskorkeus on muuttunut ja tilavuuden laskentamallit on uusittu.

Tulosten vertailtavuutta varten laskettiin uudet läpimittaluokittaiset tilavuudet, jotka vastaavat VMI3:n ja VMI5:n läpimitan mittauskorkeutta. Samalla läpimittojen luokkarajat muutettiin VMI3:n mukaisiksi. Tässä esitettävät luvut poikkeavat VMI-julkaisuissa esitetyistä tuloksista VMI5:sta lähtien, mutta ovat nyt keskenään vertailukelpoisia ja antavat kuvan puuston järeysrakenteen kehityksestä.

Etelä-Suomessa 1950-luvun alkuun verrattuna huomattavin muutos on läpimitaltaan yli 30 cm olevien puiden tilavuuden lisäys: se on nyt 288 milj. m³, kun se VMI3:ssa oli 71 milj. m³. Läpimittaluokka sisältää 21 % metsä- ja kitumaan puuston kokonaistilavuudesta, kun osuus 1950-luvun alussa oli 7 % (taulukko 1.7, kuva 1.4). Muissa läpimittaluokissa puiden kokonaistilavuus on kasvanut, mutta läpimittaluokkien osuudet puuston kokonaistilavuudesta ovat pienentyneet. Läpimittaluokan 20,1–30 cm osuus puuston kokonaistilavuudesta on laskenut 38 %:sta 36 %:iin, läpimittaluokan 10,1–20 cm osuus 44 %:sta 33 %:iin, ja pienimmän läpimittaluokan (alle 10 cm) 12 %:sta 10 %:iin.

Pohjois-Suomessa laajat uudistushakkuut 1950-luvulta lähtien vähensivät järeää puustoa. Läpimitaltaan yli 30 cm olevien puiden tilavuus pieneni 1950-luvun alun 85 milj. m³:stä alimmillaan 1980-luvun alussa 69 milj. m³:iin. Tämän hetken tilavuus, 84 milj. m³, on taas lähes sama kuin 1950-luvun alun 85 milj. m³. Puuntuotannon maalla yli 30 cm:sten puiden tilavuus on 53 milj. m³, mikä on kuitenkin selvästi pienempi kuin koko läpimittaluokan tilavuus 1950-luvun alussa. Eniten on muuttunut läpimittaluokan 20,1–30 cm tilavuus, joka on pienentynyt 174 milj. m³:stä 157 milj. m³:iin. Tästä puuntuotannon maalla on 126 milj. m³. Läpimittaluokan 10,1–20 cm tilavuus on lisääntynyt jonkin verran. Tätä pienempien puiden tilavuus on lisääntynyt selvästi, 69 milj. m³:stä 93 milj. m³:iin, josta puuntuotannon maalla on 80 milj. m³.

Inventoinnin mukaan tukkipuuston tilavuus on nyt 654 milj. m³, josta mäntyä on 305 milj.



Kuva 1.4. Metsä- ja kitumaan puuston jakautuminen läpimittaluokkiin Etelä-Suomessa, Pohjois-Suomessa ja koko maassa vuosina 1951–1994.

m³, kuusta 321 milj. m³ ja lehtipuuta 28 milj. m³. Tukkia on puuston kokonaistilavuudesta 34 %, kun sitä VMI7:ssä (1977–1984) oli silloisten vaatimusten mukaan 656 milj. m³ eli 39 %. Mäntytukin määrä näyttäisi laskeneen edellisestä inventoinnista, kun taas kuusitukin määrä on lisääntynyt. Tukin laatuvaatimukset

poikkeavat kuitenkin viimeisimmässä inventoinnissa niin paljon aikaisempien inventointien vaatimuksista, etteivät tulokset ole täysin vertailukelpoisia.

Puuston kasvu ja poistuma

Puuston kasvu

VMI:ssa kasvu mitataan viiden vuoden keski-kasvuna. Käyttämällä viittä vuotta yhden sijas-ta pienennetään mittaustarkkuuden aiheuttamaa virhettä sekä vuotuisen kasvunvaihtelun aihe-uttamaa vaihtelua kasvutuloksissa. Kasvun-vaihtelun vaikutusta pienentää myös alueittain etenevä, usealle vuodelle ulottuva inventointi.

Puuston vuotuinen kasvu oli 1950-luvun alussa 55,2 milj. m³, ja se nousi aluksi hitaasti 1970-luvun puoleen väliin saakka, jolloin se oli 57,4 milj. m³. Sen jälkeen kasvun lisäys nopeu-tui joksikin aikaa. VMI7:ssa (1977–1984) vuo-tuinen kasvu oli 68,4 milj. m³ ja VMI8:ssa (1986–1994) 77,1 milj. m³. Lisäystä nopeutti-vat muuttuneiden metsänhoitotapojen ja met-

sänparannuksen lisäksi osaltaan suotuisat sää-tekijät (taulukko 1.8, kuva 1.5). Kun metsälau-takuntien 1–10 uusimmilla tiedoilla korvataan VMI8:n tiedot, saadaan jaksolla 1989–1994 ko-ko maan vuotuiseksi keskipuuskasvuksi 75,4 milj. m³.

Männyn vuotuinen kasvu on koko maas-sa vuosien 1989–1994 mittausten mukaan 33,0 milj. m³ (43,8 % puuston kasvusta), kuusen 25,8 milj. m³ (34,2 %), koivun 13,0 milj. m³ (17,3 %) ja muiden lehtipuiden 3,6 milj. m³ (4,8 %). Kas-vu on 37 % suurempi kuin 1950-luvun alussa ja 10 % suurempi kuin 1970- ja 1980-lukujen vaihteessa. Maan eteläosan puuston vuotuinen kas-vu, 57,9 milj. m³, on 38 % suurempi kuin 1950-luvun alun 42,0 milj. m³. Pohjoisosan vuotuinen kasvu, 17,5 milj. m³, on vastaavasti 33 % suu-rempi kuin 1950-luvun alun 13,2 milj. m³.

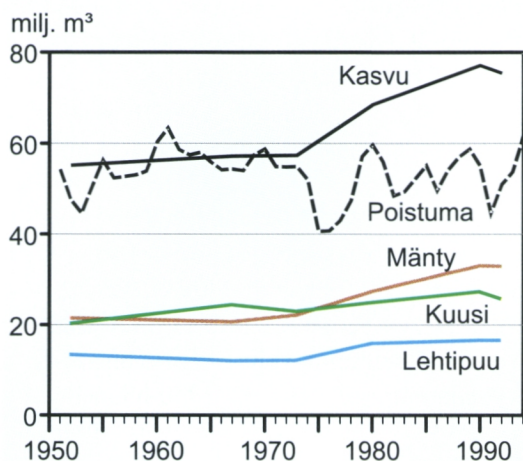
Metsä- ja kitumaan vuotuinen keskipuuskasvu hehtaaria kohti on lisääntynyt 2,94 m³:stä (1977–1984) 3,28 m³:iin.

Taulukko 1.8. Puuston vuotuinen kasvu metsä- ja kitumaalla vuosina 1951–1994.

Koko maa						milj. m ³
	VMI3	VMI5	VMI6	VMI7	VMI8	VMI8+
Puulaji	1951–1953	1964–1970	1971–1976	1977–1984	1986–1994	1989–1994
Mänty	21,5	20,7	22,2	27,5	33,1	33,0
Kuusi	20,3	24,4	23,0	25,0	27,4	25,8
Koivu	13,4	10,3	10,0	12,8	12,9	13,0
Muu lehtipuu	–	1,8	2,2	3,1	3,7	3,6
Yhteensä	55,2	57,2	57,4	68,4	77,1	75,4

Etelä-Suomi						milj. m ³
	VMI3	VMI5	VMI6	VMI7	VMI8	VMI8+
Puulaji	1951–1953	1964–1970	1971–1976	1977–1984	1986–1994	1989–1994
Mänty	15,1	14,6	15,5	18,9	22,4	22,3
Kuusi	16,5	21,2	20,4	22,3	24,4	22,8
Koivu	10,4	9,6	7,6	9,5	9,4	9,6
Muu lehtipuu	–	–	1,9	2,7	3,3	3,3
Yhteensä	42,0	45,3	45,4	53,4	59,6	57,9

Pohjois-Suomi						milj. m ³
	VMI3	VMI5	VMI6	VMI7	VMI8	
Puulaji	1951–1953	1964–1970	1971–1976	1977–1984	1986–1994	
Mänty	6,4	6,2	6,7	8,6	10,7	
Kuusi	3,8	3,2	2,6	2,8	3,0	
Koivu	3,0	2,4	2,4	3,3	3,4	
Muu lehtipuu	–	–	0,3	0,4	0,4	
Yhteensä	13,2	11,8	12,0	15,0	17,5	



Kuva 1.5. Puuston vuotuinen kasvu ja kokonaispoistuma metsä- ja kitumaalla vuosina 1951–1994.

Soiden puuston vuotuinen kasvu oli Etelä-Suomessa 12,5 milj. m³ (1989–1994) ja Pohjois-Suomessa 5,3 milj. m³ (1992–1994) eli yhteensä 17,8 milj. m³. Tämä on 24 % puuston kokonaiskasvusta. Ojitetuilla soilla puuston vuotuinen kasvu on 14,9 milj. m³, tästä Etelä-Suomen soilla 10,8 milj. m³. Suopuustojen kasvu oli 1950-luvun alussa 9,9 milj. m³ ja VMI7:ssä 14,9 milj. m³. Kun otetaan huomioon, että 670 000 ha 1950-luvun alun soita luokiteltiin VMI8:ssä kankaiksi (s. 11) ja että niiden puuston kasvun-arvio on 2,7 milj. m³, on suo-ojitusten vaikutus maamme metsien puuston kasvunlisäykseen 1950-luvun alkuun nähden siis noin 10,6 milj. m³.

Vuotuisesta kasvusta on 72,3 milj. m³ puun-tuotantoon käytettävissä olevalla maalla eli maalla, jota ei ole suojeltu tai jolla hakkuita ei ole muuten rajoitettu.

Kasvun muutokset eteläisimmässä Suomessa vuosina 1986–1994

Vuoden 1994 päivitysmittausten mukaan metsälautakuntien 1–10 alueella vuotuinen kasvu on laskenut vuosiin 1986–1989 verrattuna 38,15 milj. m³:stä 36,46 milj. m³:iin. Laskua edelliseen inventointiin on 4,5 %.

Männyn vuotuinen kasvu metsälautakuntien 1–10 alueella, 13,23 milj. m³, on kuitenkin lähes saman suuruinen kuin VMI8:n 13,35 milj. m³. Sen sijaan kuusen vuotuinen kasvu on laskenut 17,09 milj. m³:stä 15,45 milj. m³:iin eli 9,6 %, kun tilavuus oli lisääntynyt samaan aikaan 3 %. Koivun kasvu on lisääntynyt 2,4 % ja muiden lehtipuiden pienentynyt 3,4 %. Kun kaikkien puulajien tilavuudet ovat samaan aikaan lisääntyneet, kasvuprosentit ovat pienentyneet vielä enemmän:

Puulaji	Kasvu, %	
	1986–1989	1994
Mänty	4,12	3,70
Kuusi	4,60	4,05
Koivu	5,04	4,75
Muut lehtipuut	6,95	6,22

Kasvuprosentti on pienentynyt kaikissa läpimittaluokissa. Puiden läpimitan ja siten tilavuuden kasvu oli vuonna 1994 alhaisella tasolla pitkän ajan keskitasoon nähden.

Puuston poistuma

Puuston kokonaispoistuma vuosina 1953–1995 on ollut 2 312 milj. m³ eli 1,5 kertaa 1950-luvun alun puuvaranto. Puuston vuotuinen kokonaispoistuma ylitti kasvun 1960-luvun alussa, jolloin vuotuinen poistuma oli 56–63 milj. m³. Suurimmillaan se oli 63,3 milj. m³ vuonna 1961, kun kasvu samaan aikaan oli noin 56 milj. m³.

Männyn vuotuinen kasvu on ollut 1950-luvulta lähtien poistumaa suurempi. Kuusen vuotuinen poistuma ylitti kasvun 1960-luvun alussa, mutta on sen jälkeen ollut kasvua pienempi. Poistumaluvut osoittavat kuusen hakuiden vilkastuneen viime vuosina. Lehtipuusto väheni 1950-luvun alusta 1970-luvun alkuun, mutta sen jälkeen poistuma on ollut kasvua pienempi. Puuston kasvun lähdettyä nousuun 1970-luvun alussa kokonaispoistuma jäi entiselle tasolle.

Vuosien 1986–1995 keskimääräinen vuotuinen poistuma (54,9 milj. m³) oli runsaat 20 milj. m³ pienempi kuin vuosina 1989–1994 mi-

tattu, mittaavuotta edeltävän viiden vuoden keskimääräinen vuotuinen kasvu (75,4 milj. m³) ja 17,4 milj. m³ pienempi kuin puuntuotantoon käytettävissä olevien metsien kasvu (72,3 milj. m³). Männyn keskimääräinen vuosien 1986–1995 poistuma (20,7 milj. m³) on 63 % viimeksi mitatusta viiden vuoden keskikasvusta, kuusen poistuma (22,7 milj. m³) 88 % kasvusta ja lehtipuiden poistuma (11,5 milj. m³) 69 % kasvusta.

Metsien laatu ja tuhot

Metsikön metsänhoidollinen tila arvioidaan puuntuotannon näkökulmasta. Metsät jaetaan kehityskelpoisiin ja vajaatuottoisiin. Kehityskelpoiset metsät jaetaan edelleen hyviin, tyydyttäviin ja välttäviin.

Hyvässä metsikössä puulaji on kasvupai- kalle sopiva, puuston pohjapinta-ala vähintään 85–95 % ohjeellisista vähimmäispohjapinta-aloista ja metsikköä on käsitelty hyvän metsänhoidon mukaisesti. Tyydyttävä metsikkö on edellistä heikompi, mutta pohjapinta-ala on vähintään 70–80 % vähimmäispohjapinta-alasta. Välttävä metsikkö on huonosti hoidettu, hoitamaton tai vajaapuustoinen, pohjapinta-ala on kuitenkin vähintään 60–70 % vähimmäispohjapinta-alasta. Vajaatuottoisen metsän tuotto jää kiertoajan aikana niin paljon keskimääräistä tuottoa pienemmäksi, että metsikkö on edullisempaa uudistaa kiertoajan mukaista uudistus- ikää nuorempana. Vajaatuottoinen metsä voi olla joko heti uudistettava tai sitä on edullista kasvattaa jonkin aikaa puuston nykyisen tai lähiajan arvokasvun vuoksi.

Vajaatuottoisuuden luokitteluperusteet ovat viime vuosina muuttuneet. Esimerkiksi metsien hoidossa hyväksytään hieskoivua jopa 50 % täydentävänä puulajina tuoreilla kasvupaikoilla. Tämä periaate on omaksuttu myös VMI:ssa Kainuun inventoinnista vuodesta 1992 lähtien.

Hyviä metsiä oli 37,3 % ja tyydyttäviä 34,4 % eli yhteensä 72 %, kun niitä VMI7:ssä (1977–1984) oli yhteensä 70 %. Yleisin laadun alennuksen syy hyvästä tyydyttävään oli puuston luontainen harvuus. Laadultaan välttäviä

metsiä oli 17,6 %, kun niitä VMI7:ssä oli 17,1 %. Myös tässä ryhmässä yleisin laadun alenemisen syy oli puuston luontainen harvuus. Toiseksi yleisin syy oli hoidon laiminlyönti.

Vajaatuottoisten metsien määrä näyttäisi laskeneen VMI7:n 13 %:sta 11 %:iin. Yleisimpiä vajaatuottoisuuden syitä olivat puuston ylikäisyys (31 % vajaatuottoisista), vähäarvoinen puulaji (18 %), puuston luontainen harvuus (15 %) ja hoidon laiminlyönti (11 %). Etelä-Suomessa vajaatuottoisia metsiä on 6,4 % ja Pohjois-Suomessa 16,5 % metsämaan alasta.

Inventoinnissa kerätään myös tietoja inventointihetkellä ja sitä edeltävinä vuosina metsissä esiintyneistä tuhoista. Suuri osa tuhoista ei vaikuta metsän tuottoon, osa pienentää puiden kasvua, osa heikentää puutavaran laatua ja osa tappaa puita. Täydellinen tuho merkitsee metsikön uudistustarvetta. Vakava tuho on huonontanut metsikön laatua vähintään kahdella luokalla, todettava tuho yhdellä luokalla ja lievä ei ole huonontanut metsikön laatua ollenkaan.

Koko metsämaan alasta täydellinen tuho esiintyi 37 000 ha:lla, vakava tuho 640 000 ha:lla, todettava tuho 3,47 milj. ha:lla ja lievä tuho 3,86 milj. ha:lla (taulukko 1.9). Lisäksi laatua alentavaa monen tekijän aiheuttamaa tuhoa havaittiin 300 000 ha:lla. Tuhoja havaittiin yhteensä 8,30 milj. ha (41 % metsämaasta), joista laatua alentavia 4,45 milj. ha (22 %).

Tunnistetuista lievien tuhojen aiheuttajista yleisin oli männynversosurmakka 740 000 ha:lla (3,7 %). Tunnistamattomia lievien tuhojen aiheuttajia oli kuitenkin 4,3 %:lla metsämaan alasta.

Tunnistetuista, metsikön laatua alentavien tuhojen aiheuttajista yleisimpiä olivat niinikään sienet (surmakka, tervasroso, lahottajasienet ja muut sienet) 1,44 milj. ha:lla (7,2 % metsämaan alasta). Hirvet ja muut eläimet olivat tuhoillaan alentaneet metsikön metsänhoidollista tilaa 340 000 ha:lla (1,7 %), ilmastotekijät (tuuli, lumi, pakkasen yms.) 1,06 milj. ha:lla (5,3 %), vaurioon johtanut puiden välinen kilpailu 340 000 ha:lla (1,7 %) ja ihmisen toiminta (mm. puunkorjuu) 110 000 ha:lla (0,6 %). Tunnistamatto-

maksi laatua alentava tuho oli jäänyt 850 000 ha:lla.

Pohjois-Suomessa tuhoja esiintyi selvästi enemmän kuin etelässä. Metsikön laatua alentavaa tuhoa oli peräti 32 %:lla ja lievää 20 %:lla metsämaan pinta-alasta. Etelä-Suomessa osuudet olivat 15 % ja 19 %. Joidenkin tuhonaiheuttajien yleisyydessä oli selviä eroja pohjoisen ja etelän välillä. Eriasteisia lumituhoja oli pohjoisessa 7,3 %:lla ja etelässä vain 1,0 %:lla pinta-alasta, surmakkaa oli pohjoisessa vähemmän eli 2,3 %:lla ja etelässä 6,8 %:lla. Kaikkia muita sienituhoja oli pohjoisessa lähes kaksi kertaa enemmän eli 13,3 %:lla ja etelässä 7,7 %:lla pinta-alasta. Metsikön yli-ikäisyydestä seuranneita monituhoja oli pohjoisessa 3,5 %:lla pinta-alasta, kun etelässä niitä ei ollut juuri lainkaan.

Tuhoriskeihin vaikuttavat muiden tekijöiden lisäksi metsissä tehdyt tai tekemättä jätetyt hoito- ja hakkuutyöt. Uusimpien tulosten mukaan ensiharvennuksia tulisi tehdä koko maassa 2,5 milj. ha:lla. Näistä myöhässä olevia eli sellaisia, joissa metsikön tuotto on jo alentunut, on 400 000 ha. Metsikön laatua alentavia tuho-

ja oli näissä metsissä 31 %:lla pinta-alasta. Yleisimmäksi tuhonaiheuttajaksi arvioitiin puiden välinen kilpailu (18,6 %).

Uudistushakkuista voitaisiin metsänhoidollisin perustein tehdä yhteensä 3,4 milj. ha:lla. Puuntuotannollisessa mielessä uudistushakkuu on myöhässä 390 000 ha:lla. Metsänviljelyä on ehdotettu 2,26 milj. ha. Näistä on myöhässä olevia yhteensä 310 000 ha, ja ensimmäisellä 5-vuotiskaudella on ehdotettu uudistettavaksi 1,64 milj. ha. Laatua alentavia tuhoja oli vastaavasti 71 % ja 32 % pinta-alasta. Yleisimpiä tuhonaiheuttajia olivat lahottajasienet (27 %:lla ja 12 %:lla). Luontaisen uudistamisen tapauksessa vastaavat pinta-alat ovat: toimenpide myöhässä 80 000 ha, toimenpide ehdotettu ensimmäiselle 5-vuotiskaudelle 840 000 ha. Laatua alentavia tuhoja oli näissä ryhmissä 64 %:lla ja 29 %:lla pinta-alasta. Ryhmien yleisimpiä tuhonaiheuttajia olivat monituhot (17 % pinta-alasta) ja tervasroso (6 %). On kuitenkin huomattava, ettei tuho välttämättä ole seurausta viivästyneestä toimenpiteestä; hakkuuehdotuksiin vaikuttaa myös metsikön kunto.

Taulukko 1.9. Eri asteisten tuhojen pinta-alat ja niiden osuus metsämaan pinta-alasta koko maassa VMI8:n ja sen päivitysmittausten mukaan (1989–1994).

Tuhon- aiheuttaja	Tuhon aste										Yhteensä	
	Lievä		Todettava		Vakava		Täydellinen		Monituhon		Ei tuhoa	
	ala	%	ala	%	ala	%	ala	%	ala	%	ala	%
Tunnistamaton	852	4,3	755	3,8	90	0,4	4	0,0
Tuuli	198	1,0	171	0,9	40	0,2	7	0,0
Lumi	255	1,3	404	2,0	77	0,4	2	0,0
Muut abioottiset tuhonaiheutt.	220	1,1	277	1,4	73	0,4	8	0,0
Kilpailu	181	0,9	107	0,5	7	0,0
Ihminen (puun- korjuu ym.)	150	0,8	102	0,5	10	0,1	—	—	—	—	—	—
Hirvi	242	1,2	234	1,2	45	0,2	4	0,0
Muut eläimet	117	0,6	52	0,3	6	0,0	1	0,0
Tervasroso	277	1,4	163	0,8	28	0,1
Surmakkaa	740	3,7	216	1,1	22	0,1	2	0,0
Lahottajasienet	165	0,8	494	2,5	136	0,7	5	0,0
Muut sienet	380	1,9	299	1,5	69	0,3	2	0,0
Monituhon	302	1,5	.	.
Ei tuhoa	11728	58,6
Yhteensä	3858	19,3	3467	17,3	638	3,2	37	0,2	302	1,5	11728	58,6
											20030	100,0

Inventointimenetelmä ja inventoinnin luotettavuus

Valtakunnan metsien inventointi perustuu maastomittauksiin, jotka tehdään systemaattisella ryväsotannalla poimituilla näytealoilla. VMI8:ssa mitattiin metsätalouden maalla noin 70 000 näytealaa ja niiltä yhteensä 0,5 milj. puuta. Näytealojen perusteella tulokset lasketaan suurille alueille. Pienalueiden tulosten laskennassa käytetään maastomittausten lisäksi satelliittikuvia ja numeerisia karttoja. Tässä esitetyt tulokset perustuvat yksinomaan maastomittauksiin.

Kesällä 1994 mitattiin osa (38 %) VMI8:n näytealoista uudelleen alueella, joka ulottui Lounais-Suomesta Pohjois-Karjalaan. Mittaamalla suhteellisen pieni osa näytealoista uudelleen voitiin arvioida luotettavasti muutoksia edellisiin mittauksiin verrattuna. Uudelleen mitatuista näytealoista estimoitiin kunkin tunnuksen muutossuhde ja tällä suhteella kerrottiin VMI8:n tulos. Koko alueella eli metsälautakuntien 1–10 alueella tällä tavoin saatu tulos on lähes sama kuin pelkillä uudelleen mitatuilla näytealoilla laskettu tulos. Menetelmällä voidaan siten tarkentaa lähinnä vain osa-alueiden tulosten luotettavuutta.

Inventoinnissa lasketuille tunnuksille voidaan laskea otannan aiheuttamat virheet tilastollisilla menetelmillä. Uusimpien mittaustietojen perusteella arvioidun metsä- ja kitumaan pinta-alan suhteellinen keskivirhe on 0,48 %, puuston kokonaistilavuuden keskivirhe 0,57 % ja vuotuisen kokonaiskasvun keskivirhe 0,80 %.

PUIDEN KASVUNVAIHTELU

Helena Henttonen

Kasvuindeksit

Metsäinventoinnissa eri vuosina tehtyihin mittauksiin perustuvat puuston kasvuarviot pyritään saamaan keskenään vertailukelpoisiksi kasvuindeksien avulla. Kasvuindekseillä kuvataan metsikön ulkopuolisten tekijöiden aiheuttamaa puiden kasvun vuotuista vaihtelua. Tällaisia metsikön ulkopuolisia tekijöitä ovat mm. sääolot ja erilaiset tuhot. Kasvuindeksien laskennassa ajan mukana muuttuvien metsikön sisäisten tekijöiden, kuten esimerkiksi puuston tiheyden ja iän vaikutus pyritään poistamaan mitatuista kasvuista erilaisten, tavallisesti tilastollisten mallitusmenetelmien avulla.

Kasvuindeksit esitetään yleensä vuoden tai pidemmän ajanjakson kasvun tason suhteenä 'normaalikasvuun', joka saavutettaisiin metsikön ulkopuolisten tekijöiden pysyessä muuttumattomina vuodesta toiseen. 'Normaalikasvu' ei ole minkään yleisesti sovitun vuoden tai ajanjakson kasvun taso, vaan perustasona on tavallisesti indeksien laadintajakson keskitaso, joka riippuu jakson pituudesta ja ajankohdasta.

Vaikka kasvuindekseillä pyritään kuvaamaan puuston tilavuuskasvun vuotuista vaihtelua, ne perustuvat yleensä käytännön syistä puun rungon sädekasvun tai läpimitan kasvun mittauksiin yhdeltä korkeudelta. Tässä esitetyt kasvuindeksit perustuvat 1,3 m:n korkeudelta maanpinnan tasosta mitattuihin sädekasvuihin.

Kasvun vaihtelu Etelä-Suomessa vuosina 1965–1994

Keskimääräinen kasvun vaihtelu

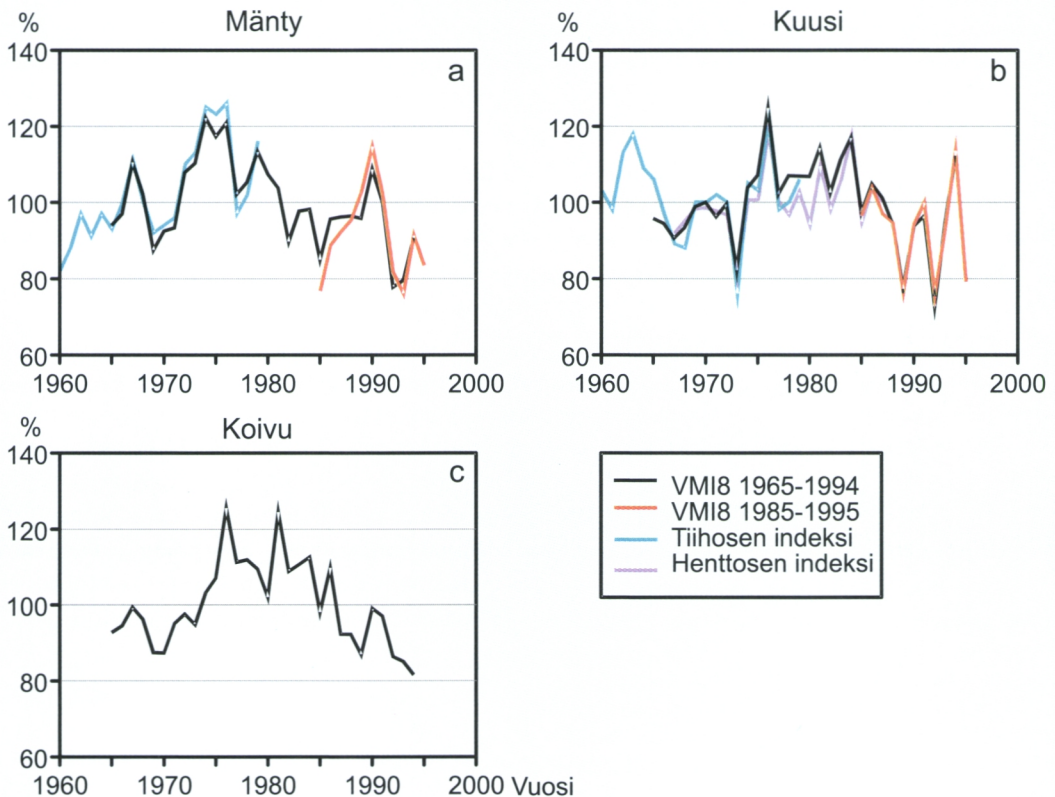
Kasvuindeksien laadinta-aineisto ja -menetelmä on esitetty sivulla 26. Kasvun normaalitaso,

jota seuraavassa tarkastelussa on merkitty 100:lla, on vuosijakson 1965–1994 keskimääräinen kasvun taso. Männyn, kuusen ja koivujen (hies- ja rauduskoivu yhdistetty) läpimitan kasvuindeksit vuosille 1965–1994 on esitetty kuvassa 1.6. Niissä vuoden 1994 kasvuindeksi on yhdistetty muuhun indeksisarjaan katkoviivalla, koska vuoden 1994 kasvun sisältävä aineisto on suppea ja kerätty suurimmalta osaltaan alueen itäosasta. Kuissa 1.6a ja b on esitetty myös VMI:n toistuvasti mitattavan havaintoverkon metsiköistä vuonna 1995 kerätystä aineistosta lasketut kasvuindeksit männylle ja kuuselle vuosille 1985–1995 sekä Tiuhosen¹⁶ Etelä-Suomen männylle ja kuuselle esit-

tämät kasvuindeksit. Kuvassa 1.6b ovat myös Henttosen¹ kuusen rinnankorkeusläpimitan kasvuindeksit. Koivulle vastaavia vertailuaineistoja ei ole käytettävissä. Tässä esitettyjen indeksien ja vertailusarjojen välisten korrelaatiokertoimien estimaatit ovat seuraavat:

	Mänty	Kuusi
Tiuhosen ¹⁶ v. 1965–1979	0,97	0,89
Henttosen ¹ v. 1967–1987	–	0,92

Männyn ja kuusen kasvunvaihtelun keskitaso (100-taso) on lähellä Tiuhosen¹⁶ indeksisarjoja, joiden 100-taso on 40 vuoden jakson 1940–1979 keskitaso. Vuosijaksolla 1965–1979 Tiuhosen männyn indeksien keskiarvo on



Kuva 1.6. Puulajeittaiset rinnankorkeusläpimitan kasvuindeksit Etelä-Suomessa. a) Männyn kasvuindeksi VMI8:n aineistossa jaksolla 1965–1994 ja VMI8:n pysyvän havaintoverkon aineistossa (66 puuta) jaksolla 1985–1995. b) Kuusen kasvuindeksi VMI8:n aineistossa jaksolla 1965–1994 ja VMI8:n pysyvän havaintoverkon aineistossa (88 puuta) jaksolla 1985–1995. c) Koivun kasvuindeksi Etelä-Suomessa jaksolla 1965–1994. Männyllä ja kuusella lisäksi vertailu Tiuhosen¹⁶ indeksiin.

AINEISTO JA MENETELMÄT

Helena Henttonen

Keskimääräinen kasvun vaihtelu Etelä-Suomessa

Vuonna 1994 tehtiin VMI8:n päivitysmittaus silloisissa metsälautakunnissa 1-10. Alue kattaa entiset Uudenmaan, Turun ja Porin, Kymen, Hämeen, Mikkelin ja Pohjois-Karjalan läänit. Päivitysinventoinnin ja vuosina 1986-1988 tehdyn 8. inventoinnin ensimmäisen mittauksen otokseen kuuluvien puiden vuosilustot olivat kasvuindeksien laskenta-aineistona. Kitumaiden ja ojitetujen metsämaiden puut, alikasvokset ja aluspuut rajattiin aineiston ulkopuolelle. Aineistoon otettujen puiden kuoreton läpimitta kunkin vuoden alussa oli vähintään 7 cm.

Kasvuindeksien laskennassa Pohjois-Karjalan metsälautakunta (lautakunta 10) jätettiin pois kasvun vuotuisen vaihtelun alueellisten erojen takia.

Havaintojen vuotuinen määrä vaihteli puulajeittain seuraavasti:

	Metsiköt	Puut
Mänty	405-1846	495-2235
Kuusi	397-1911	495-2459
Koivut	109-626	125-788

Vuosien 1994 ja 1995 kasvun tasojen tarkastelua varten laskettiin erilliset indeksit vuosille 1985-1995 VMI8:n toistuvasti mitattavan havaintoverkon metsiköistä vuonna 1995 kerätystä aineistosta. Tässä aineistossa oli 66 mäntyä ja 88 kuusta.

Kasvuindeksien laadinnassa käytettiin Henttonen¹ esittämää menetelmää, joka soveltaa lineaarisia sekamalleja. Mallin kiinteässä osassa olivat puun ikä ja metsikön puuston pohjapinta-ala sekä osassa aineistoa metsikön perustamistapa (luontainen/viljelty). Myös vuosivaikutukset estimoitiin tässä kiinteinä. Jos vuosivaikutukset otettaisiin mallin satunnaiseen osaan, niiden ennusteet olisivat lähempänä kasvun keskitasoa kuin kiinteinä estimoidut vuosivaikutukset. Ero kiinteinä estimoitujen ja satunnaisina ennustettujen vuosivaikutusten välillä on kuitenkin pieni, koska havaintoja on vuosittain paljon.

Satunnaisvaikutuksina mallissa olivat metsikkö- ja puuvaikutukset sekä metsiköiden ja vuosien väliset yhdysvaikutukset. Satunnaisvaikutusten avulla mallissa otetaan huomioon havaintojen väli-

nen riippuvuus metsikkö- ja puutasolla. Esimerkiksi samasta metsiköstä mitatut puut saavat pienemmän painon kuin sama määrä eri metsiköistä mitattuja puuta. Mallin virhetermien (liittyvät samasta puusta peräkkäisinä vuosina tehtyihin mittauksiin) oletettiin noudattavan AR(1)-prosesssia. Mallin parametrit estimoitiin puulajeittain ja veroluokittain BMDP-ohjelmakirjaston 5V-ohjelmalla¹³.

Kasvun vuotuisen vaihtelun alueelliset erot

Vertailtaessa männyn ja kuusen kasvun tasoa jaksolla 1989-1993 suhteessa jakson 1982-1986 kasvun tasoon aineistona olivat puut, joista oli käytettävissä kasvuhavainto molemmilta vuosijaksoilta. Lisäksi puiden vanhenemisen ja puuston pohjapinta-alan muutosten vaikutus otettiin huomioon saman mallin kiinteällä osalla (vuosivaikutuksia lukuun ottamatta), jota käytettiin alueen keskimääräisten indeksien laskemisessa. Vaikka mallia ei olisikaan käytetty, alueellinen vertailu olisi mahdollista olettaen puiden vanhenemisen ja metsien tiheyden sekä muun rakenteen muutosten vaikutukset yhdenmukaisiksi alueella.

Puukohtaisista läpimitan kasvuntasojen erotuksista laskettiin ryväkeskiarvot, joita tasoitettiin maantieteellisesti liukuvan keskiarvon menetelmällä¹¹ eli havaintojen painotettuna keskiarvona. Tasoituksessa havaintojen eli ryväkeskiarvojen painot määrättiin siten, että lähellä olevat rypäät ja sellaiset rypäät, joilla oli paljon havaintoja saivat suurimman painon. Tasoituksessa ryväkeskiarvon suhteellinen paino oli

$$w_i = \sqrt{\frac{n_i}{d + 0,1}} \quad , \quad \text{jos } d < d_{\max} \quad (1)$$
$$0 \quad , \quad \text{muuten}$$

missä

w_i = rypään i havainnon saama suhteellinen paino,

n_i = kasvuhavaintojen (=niiden puiden määrä, joilta vuosijaksojen 1989-1993 ja 1982-1986 kasvun tasot laskettavissa) määrä rypäällä i ,

d = etäisyys, km,

d_{\max} = tasoitusympyrän säde, km.

Tasoitusympyrän säde oli 40 km. Tasoitusympyrän säteen ja painofunktion muodon valinnassa käytettiin cross validation -menettelyä eli kukin ha-

vainto (ryväs) jätettiin vuorollaan pois havaintoverkosta, arvo poistetuissa havaintopisteissä ennustettiin muiden pisteiden havaintojen perusteella ja näin saatua ennustetta verrattiin havaittuun arvoon.

Tasointu tehtiin 5x5 km hilassa. Jokaiseen 5x5 km ruutuun sijoitettiin systemaattisesti neljä pistettä, joille kaikille laskettiin havaintojen painotettu keskiarvo kaavalla (1). Arvo 5x5 km ruutuun laskettiin neljän pisteen tasointutulosten keskiarvona. Kasvun tasointu eivät siten kuvaa kasvun tason muutoksia yksittäisen puun, metsikön tai pienen metsäalueen tasolla, vaan kyseessä on usean sadan neliökilometrin alueen keskimääräinen kasvun taso.

Luonnonpoistumapuun osuutta kuvaavien karttojen laadinta-aineistona oli lahoamisasteensa puolesta käyttökelpoiset talousmetsien pystykuolleet puut lukuun ottamatta haapoja, kaikkien puulajien aluspuita ja alikasvoksia. Tulokset laskettiin tasointamalla liukuvan keskiarvon menetelmällä rypäällä mitattujen pystykuollettujen puiden pohjapinta-alan osuutta kaikkien mitattujen puiden pohjapinta-alasta. Tasointusympyrän säde (d_{max} kaavassa (1)) oli 30 km. Havaintojen määrä rypäällä (n , kaavassa (1)) oli rypään puidenlukulojen lukumäärä.

Keskimääräinen kasvun vaihtelu Pohjois-Suomessa

Kasvuindeksit laskettiin pääpiirteissään samalla menetelmällä kuin Etelä-Suomen aineistossa. Pohjois-Suomesta oli kuitenkin käytettävissä vain yksi mittaus ja kasvut oli mitattu joka seitsemännestä lukupuusta. Metsiköiden puuston pohjapinta-alan (metsikön tiheyden) muutosten arviointi ei siten ollut tässä aineistossa mahdollista. Puuston tihtymisen vaikutuksen eliminoimiseksi aineistosta poistettiin metsiköt, joiden pohjapinta-ala oli suurempi kuin 28 m²/ha veroluokassa I ja 24 m²/ha sitä huonommilla kasvupaikoilla.

Pohjois-Suomeen kuuluvat Kainuun, Pohjois-Pohjanmaan, Koillis-Suomen ja Lapin metsälautakunnat. VMI8:n maastotyöt tehtiin Kainuussa ja Pohjois-Pohjanmaalla osittain vuonna 1992 ja osittain kasvukauden 1993 alkupuolella. Viimeinen käytettävissä oleva kasvuvuosi on siten 1992. Koillis-Suomessa ja Lapin metsälautakunnan eteläosassa (ei sisällä Utsjoen, Enontekiön ja Inarin kuntia) maastotyöt tehtiin vuosina 1993–1994. Lapin metsälautakunnan pohjoisosassa maastotyöt tehtiin vuosina 1992 ja 1994.

106,5 ja kuusen indeksien keskiarvo 99,4. Tässä esitettyjen männyn ja kuusen indeksien keskiarvot samalla jaksolla ovat 105,1 ja 100,2. Saman puulajin eri indeksisarjoissa vaihtelut ovat samansuuntaisia, mutta yksittäisinä vuosina erot saattavat olla 5–10 yksikköä.

Läpimitan kasvun taso vuosina 1984–1993

Kasvuindekseihin sisältyvien satunnaisvirheiden takia tässä esitettävissä vertailuissa yksittäisten vuosien kasvun tasojä pidetään likimain samoina, jos erotus on ± 5 yksikköä. Viiden ja kymmenen vuoden jaksoilla kasvun tasot ovat likimain samat, jos niiden erotus on ± 2 yksikköä.

Männyn kasvun taso on 1980-luvun alun jälkeen ollut keskimääräisellä tasolla tai sitä alempi lukuun ottamatta vuotta 1990 (kuva 1.6a). Vuosijakson 1984–1988 kasvun taso on 94 % ja jakson 1989–1993 puolestaan 92 % kasvun keskimääräisestä tasosta. Yksittäisinä viiden vuoden jaksoina kasvun tasot eivät ole poikkeuksellisen alhaisia, mutta alhainen kasvun taso on jatkunut pitkään, vaikka kausivaihtelu suhteellisen pitkinä hyvine ja huonoine jaksoineen onkin luonteenomaista männyn kasvunvaihtelulle. Koko jaksoa 1984–1993 alhaisempi 10-vuotiskauden kasvun taso on vuoden 1940 jälkeen ollut vain 10-vuotiskaudella 1955–1964 (tai 1956–1965), jolloin se oli keskimäärin 90 % normaalitasosta¹⁶.

Poikkeuksellisen huonoja männyn kasvuvuosia olivat 1992 ja 1993, jolloin läpimitan kasvu oli 20–25 % normaalitason alapuolella (indeksit 78 ja 80). Tätä alempia (erotus yli 5 yksikköä) kasvun tasojä esiintyy Tiihosen¹⁶ 40 vuoden aikasarjassa vain yksi (1956 indeksi = 70) ja saman tasoisia vuosia viisi (1940 = 76, 1942 = 82, 1951 = 84, 1958 = 82 ja 1960 = 82). Kymmenvuotiskaudella 1984–1993 paras männyn kasvuvuosi oli 1990 (indeksi 109). Vähintään saman tasoisia kasvuvuosia (indeksi vähintään 104) on tämän tutkimuksen 30 vuoden tarkastelujaksolla yhdeksän vuoden 1990 lisäksi ja Tiihosen indeksisarjassa 14 vuotta neljästäkymmenestä.

Kuusen kasvun taso putosi 1980-luvun puolivälin jälkeen (kuva 1.6b). Viiden vuoden jaksolla 1984–1988 kasvun taso on 3 % keskimääräisen tason yläpuolella, ja jaksolla 1989–1993 se oli 87 % keskimääräisestä. Jakson 1989–1993 kuusen kasvun taso on alhaisin viiden vuoden jakso vuodesta 1940 alkavassa tarkastelussa. Lähinnä seuraava on jakso 1940–1944 (tai 1941–1945), jolloin kuusen kasvun taso oli 90 % keskimääräisestä. Vuonna 1994 kasvun taso nousi keskimääräisen yläpuolelle (indeksi 112). Vuoden 1994 kasvun sisältävät kasvulastut on kuitenkin kerätty pääosin Itä-Suomesta, joten koko aluetta koskevia johtopäätöksiä ei voida tehdä sen perusteella. Myös VMI8:n pysyvän havaintoverkon metsikoista kerätyn pienen aineiston perusteella kasvun taso vuonna 1994 oli keskitason yläpuolella, mutta 1995 oli taas selvästi keskimääräistä huonompi kasvuvuosi.

Heikoimmat kuusen kasvuvuodet jaksolla 1984–1993 olivat 1989 ja 1992, jolloin kasvu oli noin 25 % normaalitason alapuolella (indeksit 77 ja 73). Samaa tasoa ovat Tiuhosen¹⁶ 40 vuoden aikasarjassa vuodet 1973 (indeksi 76), 1942 (77) ja 1951 (80). Kymmenvuotiskaudella 1984–1993 paras kuusen kasvuvuosi oli 1984 (indeksi 117). Tätä korkeampia tai vastaavia kasvun tasoja on tämän tutkimuksen 30 vuoden tarkastelujaksolla vuosina 1976 (indeksi 125), 1981 (114), ja 1994 (112), ja Tiuhosen indeksisarjassa neljänä vuotena (1947, 1976, 1962 ja 1963) neljästäkymmenestä.

Koivun kasvun tasossa on ollut laskeva suuntaus 1980-luvun alun jälkeen ja se on pysynyt keskimääräisen tasolla tai sen alapuolella vuodesta 1987 (kuva 1.6c). Viiden vuoden jaksolla 1984–1988 kasvun taso oli 1 % keskitason yläpuolella ja vuosina 1989–1993 keskimäärin 9 % keskimääräisen alapuolella. Laskeva suuntaus näytti jatkuvan vuonna 1994. Aineiston maantieteellisen jakauman takia siitä ei kuitenkaan voida tehdä koko Etelä-Suomea koskevia päätelmiä. Koivun kasvun tason lasku on ollut selvin karuimmilla kasvupaikoilla. Veroluokissa IA, IB ja II vuosijakson 1989–

1993 kasvun tasot ovat 96 %, 90 % ja 81 % keskimääräisestä tasosta.

Eteläisimmässä Suomessa männyn, kuusen ja koivujen kasvun taso on tarkastelujakson loppupuolella laskenut huipputasosta, joka oli männyllä 1970-luvun puolivälissä ja jatkui kuusella ja koivuilla 1980-luvun alkupuoliskolle. Jyrkin pudotus on ollut kuusen kasvun tasossa. Viime vuosien alhaisen kasvutason perustella ei voi kuitenkaan ennustaa kasvutason tulevaa kehitystä.

Kasvunvaihdelun merkitys valtakunnan metsien inventoinnissa

Kasvuindeksien avulla voidaan verrata indeksien laadintajaksolla tehtyjen inventointien kasvun tasoja. VMI:n yhteydessä tällaisia vertailuja on tehty toisesta inventoinnista lähtien². Koska kasvunvaihtelu ja mahdolliset kasvun tason muutokset tulevaisuudessa eivät ole ennustettavissa, inventoinnin kasvuarvioita ei ole katsottu aiheelliseksi korjata indeksien laadintajakson keskitasoon. Kasvun tason tulevan kehityksen arvioinnin vaikeuteen on kiinnittänyt huomiota mm. Ilvessalo¹⁶. Kasvulukujen korjaamatta jättäminen on perusteltua myös siksi, että inventoinneissa arvioidaan tilavuuskasvua rinnankorkeusläpimitan kasvun ja pituuskasvun perusteella, mutta vain rinnankorkeusläpimitan kasvuindeksit tunnetaan.

Esimerkiksi VMI8:n mittauksen ja vuoden 1994 päivitusmittauksen rinnankorkeusläpimitan kasvun tasoero saadaan kasvuindeksien avulla seuraavalla tavalla: VMI:n kasvunmittausjaksoon sisältyy viisi mittausta edeltävää täyttä kasvukautta. Vuoden 1994 päivitusinventoinnin kasvunmittausjakso kattaa suurimmalla osalla tarkasteltavaa aluetta vuodet 1989–1993. Vertailua VMI8:n kasvun tasoon vaikeuttaa inventoinnin alueellinen eteneminen, jonka takia kasvunmittausjakso kattaa eri alueille eri vuodet. Kasvunmittausjakso 8. inventoinnin ensimmäisessä mittauksessa sattuu eteläisimmässä Suomessa alueesta riippuen vuosille 1981–1985, ..., 1984–1988. Kun

Taulukko 1.10. Vuoden 1994 päivitysmittauksen ja VMI8:n kasvunlaskentajakson kasvun tason erotus metsälautakunnittain.

VMI8:n kasvun- laskentajakso	Mänty Kuusi Koivu			Metsälautakunta
	erotus %-yksikköä (1989–1993 – VMI8-jakso)			
1981–1985	-2	-22	-20	Helsinki (55 %) Etelä-Karjala
1982–1986	-1	-20	-17	Helsinki (45 %) Lounais-Suomi Satakunta Uusimaa-Häme (40 %) Pirkanmaa-Häme (70 %)
1983–1987	-2	-20	-14	Uusimaa-Häme (60 %) Pirkanmaa-Häme (30 %) Itä-Häme Etelä-Savo Itä-Savo (20 %)
1984–1988	-2	-16	-10	Itä-Savo (80 %)

käytetään kuvissa 1.6a–c esitettyjä koko alueen keskimääräisiä kasvuindeksejä, rinnan- korkeusläpimitan kasvun tason erotus päivitysinventoinnin ja 8. inventoinnin ensimmäisen mittauksen kasvunlaskentajakson välillä on ensimmäisen mittauksen ajankohdasta riippuen taulukon 1.10 mukainen.

Eräissä metsälautakunnissa VMI8:n kasvunmittausjakso sattui lautakunnan sisällä eri vuosille. Puidenlukualojen osuus eri kasvunlaskentajaksoilla on annettu lautakunnan nimen jälkeen.

Aikaisemmista inventoinneista on huomattavaa 1970-luvun loppupuolella tehdyn VMI7:n korkea kasvun taso, joka oli eteläisimmässä Suomessa männyllä noin 15 %, kuusella noin 5 % ja koivulla noin 10 % keskitason yläpuolella. Männyn korkeaan kasvun tasoon VMI7:ssä ja sen merkitykseen kasvutulosten tulkinnalle on kiinnittänyt huomiota Tiuhon¹⁶.

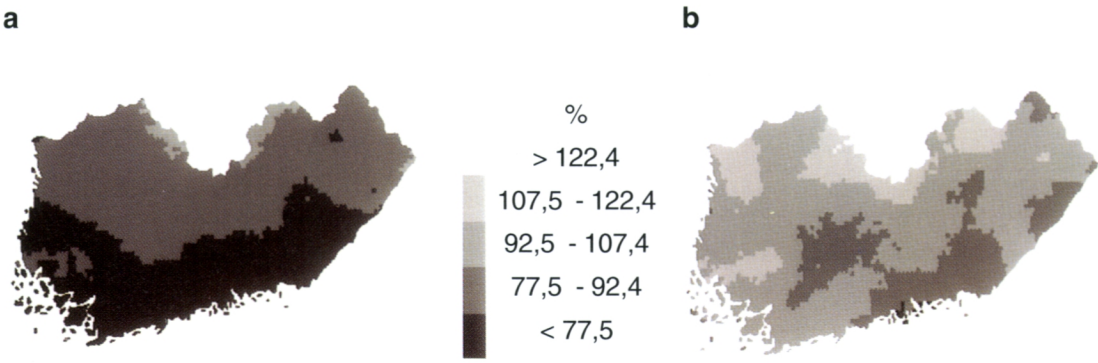
Kasvun vuotuisen vaihtelun alueelliset erot

Esitetyt kasvuindeksit (kuva 1.6) kuvaavat kasvun tason keskimääräistä vaihtelua koko sillä alueella, jolta aineisto on kerätty. Kasvun vuotuisessa vaihtelussa on suuria paikallisia eroja (puu- ja) metsikkötasolla. Koko alueen

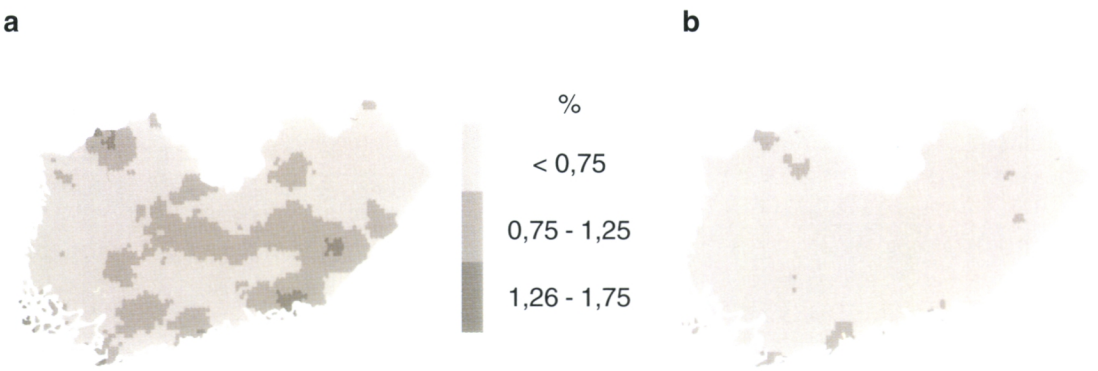
keskimääräisten kasvuindeksien laskennassa nämä erot on otettu huomioon satunnaisparametrien avulla. Kasvun vuotuisen vaihtelun eroja metsikkötasoa suuremmilla osa-alueilla tarkasteltiin päivitysinventoinnin aineistosta. Tarkastelu rajoittuu jaksojen 1989–1993 ja 1982–1986 kasvun tasojen erotusten tutkimiseen (s. 26).

Kuusella kasvun tason lasku viiden vuoden jaksojen 1982–1986 ja 1989–1993 välillä on ollut suurin Uudellamaalla, Etelä-Karjalassa ja Lounais-Suomessa (kuva 1.7a). Edellä esitetty arvio noin 20 %:n kasvun tason alenemisesta, joka perustuu koko alueen keskimääräiseen kasvuindeksiin, on näillä alueilla aliarvio. Kun kasvun vaihtelun alueelliset erot otetaan huomioon, aleneminen edelliseen inventointiin verrattuna on noin 25–30 %. Vastaavasti alueen pohjoisosissa eli Pohjois-Hämeessä, Etelä-Savossa ja Itä-Savossa kuusen kasvun taso tarkasteltujen vuosijaksojen välillä on laskenut 13–16 %.

Männyllä (kuva 1.7b) tarkasteltavien jaksosten (1982–1986 ja 1988–1993) kasvun tason alueelliset erot ovat pienempiä kuin kuusella. Itäisellä Uudellamaalla, Etelä-Hämeessä ja Kaakkois-Suomessa kasvun taso on laskenut 5–10 %.



Kuva 1.7. a) Kuusen ja b) männyn rinnankorkeusläpimitan kasvun taso jaksolla 1989–1993 suhteessa jakson 1982–1986 kasvun tasoon Etelä-Suomessa entisten metsälautakuntien 1–9 alueella.



Kuva 1.8. Pystykuolleen käyttökelpoisen luonnonpoistumapuun osuus puuston pohjapinta-alasta talousmetsissä a) vuosina 1994–1995 ja b) vuosina 1986–1988 Etelä-Suomessa entisten metsälautakuntien 1–9 alueella.

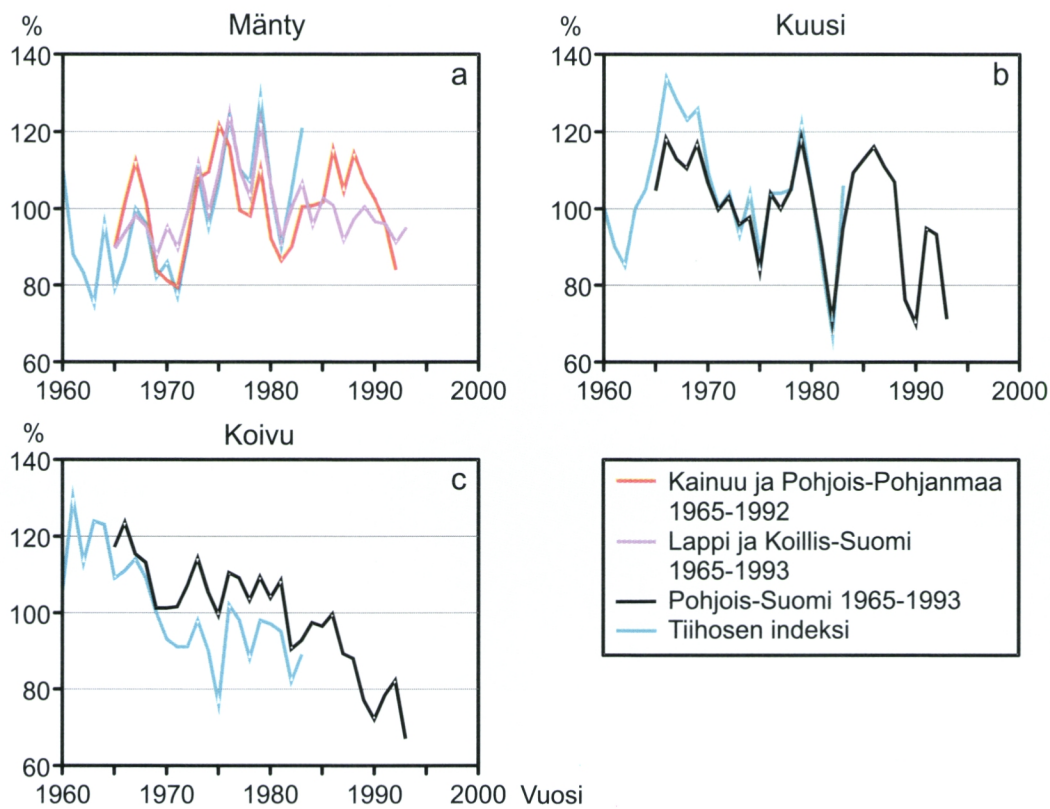
Pystykuolleen luonnonpoistumapuun määrä

Kasvuindeksien laskenta-aineistossa ovat mukana vain ne puut, jotka ovat olleet mittaus-hetkellä elossa. Metsässä olevan pystykuolleen luonnonpoistumapuun osuus on noussut vuosien 1986–1988 ja 1994–1995 välillä (s. 27 ja kuva 1.8). Tämän aineiston perusteella ei voida päätellä, mikä osuus muutoksessa on toisaalta luonnonpoistuman määrän todellisella kasvulla ja toisaalta metsien käsittelyn muu-

toksilla, esimerkiksi luonnonpoistumapuun korjuun vähenemisellä.

Kasvun vaihtelu Pohjois-Suomessa

Indeksit laadittiin Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan alueelle vuosille 1965–1992 ja Koillis-Suomen ja Lapin alueelle vuosille 1965–1993 (s. 27). Kuvassa 1.9 on esitetty männyn, kuusen ja koivujen kasvuindeksit sekä Tiuhosen¹⁷ Pohjois-Suomelle esittämät kasvuindeksit. Kai-



Kuva 1.9. Puulajeittaiset rinnankorkeuslähpimitan kasvuindeksit Pohjois-Suomessa. a) Männyn kasvuindeksi Kainuussa ja Pohjois-Pohjanmaalla jaksolla 1965-1992 sekä Lapissa ja Koillis-Suomessa jaksolla 1965-1993 sekä b) kuusen ja c) koivun kasvuindeksit Pohjois-Suomessa jaksolla 1965-1993. Kullakin puulajilla vertailu Tiihosen¹⁷ indeksiin.

nuun ja Pohjois-Pohjanmaan männyn kasvunvaihtelu poikkeaa 8. inventoinnin kasvunmittausjaksolla niin selvästi Lapin ja Koillis-Suomen alueen kasvunvaihtelusta, että näille alueille esitetään erilliset männyn kasvunvaihteluserjat. Koivun indeksisarjojen aineisto on kangasmailta veroluokista I ja II. Tässä esitettyjen ja Tiihosen¹⁷ indeksisarjojen välisten korrelaatiokertoimien estimaatit olivat seuraavat:

	Mänty		Kuusi	Koivut
	Kainuu ja Pohjois-Pohjanmaa	Lappi ja Koillis-Suomi		
Tiihonen ¹⁷ v. 1965–1983	0,66	0,93	0,94	0,82

Tiihosen¹⁷ Pohjois-Suomen männyn kasvuindeksisarjan vaihtelu on samansuuntaista tässä esitetyn Lapin ja Koillis-Suomen männyn kasvunvaihtelun kanssa. Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan kasvuindeksisarjan ja Tiihosen indeksisarjan korrelaatio on melko alhainen. Pohjois-Suomen koivun kasvunvaihtelussa on myös selviä eroja tässä esitettyjen ja Tiihosen¹⁷ indeksien välillä.

Kainuussa ja Pohjois-Pohjanmaalla VMI7:n kasvunmittausjakso kattaa alueesta riippuen vuodet 1977–1981 (Kainuusta 55 %) tai vuodet 1978–1982 (Kainuusta 45 %, Pohjois-Pohjanmaa). VMI8:n kasvunlaskentajakso on suurimmassa osassa (75 %) Kainuuta 1987–1991 ja Pohjois-Pohjanmaalla 1988–1992.

Inventointien väliset erotukset kasvun tasossa eri mittausjaksojen välillä ovat seuraavat:

Kainuu ja Pohjois-Pohjanmaa

VMI7	VMI8	Mänty Kuusi Koivut		
		erotus	%-yksikköä	(VMI8-VMI7)
1977–1981	1987–1991	8	-12	-26
1977–1981	1988–1992	4	-5	-27
1978–1982	1987–1991	10	-6	-22
1978–1982	1988–1992	6	-9	-24

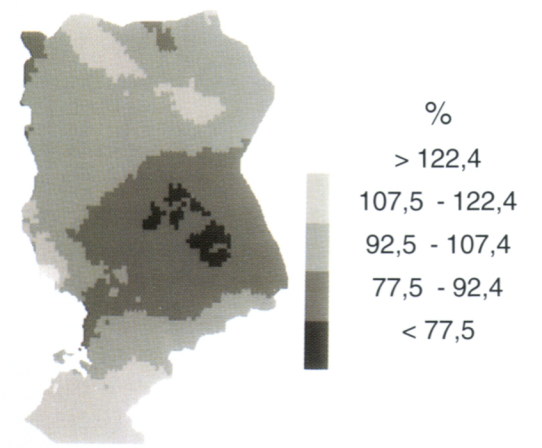
Lapin eteläosassa ja Koillis-Suomessa VMI7:n kasvunmittausjakso oli suurimmalla osalla aluetta 1979–1983 (Koillis-Suomesta 70 % ja Etelä-Lapista 60 %). Lapin metsälautakunnan eteläosassa loppuosalla mittausjakso oli 1980–1984. Lapin metsälautakunnan pohjoisosassa 7. inventoinnin maastotyöt tehtiin vuonna 1978, joten kasvut laskettiin suurimmalla osalla aluetta vuosilta 1973–1977. VMI8:n kasvunlaskentajakso oli suurimmasa osassa (70 %) Koillis-Suomea 1988–1992 ja Etelä-Lapissa (80 %) 1989–1993. Lapin metsälautakunnan pohjoisosassa 8. inventoinnin kasvut mitattiin pääosin vuosilta 1987–1991 ja 1989–1993. Inventointien väliset erot kasvun tasossa eri mittausjaksojen välillä ovat seuraavat:

Lappi ja Koillis-Suomi

VMI7	VMI8	Mänty Kuusi Koivut		
		erotus	%-yksikköä	(VMI8-VMI7)
1973–1977	1987–1991	-14		
1973–1977	1989–1993	-15		
1979–1983	1988–1992	-9	-7	-21
1979–1983	1989–1993	-9	-14	-26
1980–1984	1989–1993	-5	-13	-23

Pohjois-Suomessa puiden kasvun tasossa ei ole tarkastelujaksolla koivua lukuun ottamatta yhtä selviä muutoksia kuin eteläisimmässä Suomessa. Männyn kasvun taso oli Kainuun ja Pohjois-Pohjanmaan alueella VMI8:ssa keskimäärin korkeampi kuin VMI7:ssa. Lapissa ja Koillis-Suomessa keskimääräinen kasvun taso oli inventointien välillä laskenut.

Männyn kasvun vaihtelun alueellisia eroja tarkastellaan kuvassa 1.10, jossa on esitetty jakson 1988–1992 kasvun taso suhteessa jakson 1979–1983 kasvun tasoon. Pohjois-Pohjanmaan eteläosissa kasvun taso on vuosijaksojen välillä noussut. Koillis-Suomen eteläosissa ja Lapin metsälautakunnan kaakkoisosassa kasvun tason on vuosijaksojen välillä laskenut.



Kuva 1.10. Männyn rinnankorkeusläpimitan kasvun taso jaksolla 1988–1992 suhteessa jakson 1979–1983 kasvun tasoon Pohjois-Suomessa lukuun ottamatta Kainuuta ja kolmea pohjoisinta kuntaa.

KIRJALLISUUS

- ¹ Henttonen, H. 1990. Kuusen rinnankorkeusläpimitan kasvun vaihtelu Etelä-Suomessa. Helsingin yliopiston metsänarvioimist. lait. tied. 25:1-88.
- ² Ilvessalo, Y. 1942. Suomen metsävarat ja metsien tila. II valtakunnan metsien arviointi. Commun. Inst. For. Fenn. 30. 446 s.
- ³ Ilvessalo, Y. 1956. Suomen metsät vuosista 1921-24 vuosiin 1951-1953, kolmeen valtakunnan metsien inventointiin perustuva tutkimus. Commun. Inst. For. Fenn. 47.1. 227 s.
- ⁴ Kuusela, K. 1978. Suomen metsävarat ja metsien omistus 1971-1976. Commun. Inst. For. Fenn. 93.6. 107 s.
- ⁵ Kuusela, K. & Salminen, S. 1991. Suomen metsävarat 1977-1984 ja niiden kehittyminen 1952-1980. Acta For. Fenn. 220. 84 s.
- ⁶ Kuusisto, E., Kauppi, L. & Heikinheimo, P. 1996. Ilmastonmuutos ja Suomi. SILMU. Yliopistopaino, Helsinki. 16 s.
- ⁷ Metsätilastollinen vuosikirja 1997. Metsäntutkimuslaitos. Helsinki. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 348 s.
- ⁸ Paavilainen, E. & Tiihonen, P. 1988. Suomen suometsät vuosina 1951-1984. Folia For. 714. 29 s.
- ⁹ Parviainen, J. & Seppänen, P. 1994. Metsien ekologinen kestävyys ja metsänkasvatusvaihtoehdot. Metsäntutkimusl. tied. 511. 110 s.
- ¹⁰ Reunala, A. 1997. Moniarvoinen metsä. Julkaisussa: Tapion taskukirja. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Helsinki. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 291-301.
- ¹¹ Ripley, B. D. 1981. Spatial statistics. John Wiley & Sons, New York. 252 s.
- ¹² Saastamoinen, O. 1997. Monikäytön arvottaminen. Tapion taskukirja. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Helsinki. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 346-356.
- ¹³ Schluchter, M. D. 1988. BMDP 5V - Unbalanced repeated measures models with structured covariance matrices. Technical report 86. BMDP Statistical Software, Inc. Los Angeles.
- ¹⁴ Sievänen, T. 1997. Luonnon virkistyskäyttö. Tapion taskukirja. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, Helsinki. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 338-345.
- ¹⁵ Suomen kestävän metsätalouden kriteerit ja indikaattorit metsätalouden tilan kuvaajina. 1997. Maa- ja metsätalousministeriö. Paintek Pihlajamäki Oy, Helsinki. 72 s.
- ¹⁶ Tiihonen, P. 1983. Männyn ja kuusen kasvun vaihtelu Suomen eteläisimmässä osassa valtakunnan metsien 7. inventoinnin aineiston perusteella. Folia For. 545. 8 s.
- ¹⁷ Tiihonen, P. 1986. Kasvun vaihtelu Suomen pohjoispuoliskossa valtakunnan metsien 7. inventoinnin aineiston perusteella. Folia For. 658. 9 s.
- ¹⁸ Tomppo, E. 1996. Multi-source National Forest Inventory of Finland. New Thrusts in Forest Inventory. Proceedings of the Subject Group S4.02-00 'Forest Resource Inventory and Monitoring' and Subject Group S4.12-00 'Remote Sensing Technology'. IUFRO XX World Congress 6-12 August 1995, Tampere, Finland. EFI Proc. 7. 15 s.
- ¹⁹ Tomppo, E. & Henttonen, H. 1996. Suomen metsävarat 1989-1994 ja niiden muutokset vuodesta 1951 lähtien. Metsäntutkimuslaitos. Metsätilastotiedote n:o 354. 18 s.
- ²⁰ UNCED YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi Rio de Janeiro 3.-14.6.1992. Ympäristöministeriö ja ulkoasianministeriö 1993. Forssan kirjapaino Oy. 239 s.

2. YMPÄRISTÖTEKIJÄT

Toim. Hannu Raitio

ILMASTO- JA SÄÄTEKIJÄT

Ilmastonmuutos

Heikki Tuomenvirta

Kasvihuoneilmiö

Fossiilisten polttoaineiden käytön, maankäytön muutosten ja uusien kemiallisten yhdisteiden päästöjen kautta ihmiskunta on vaikuttanut ilmakehän koostumukseen ja muuttaa sitä jatkossakin. Ilmakehän koostumuksen muutosten seuraukset ovat moninaisia ja kytköksissä toisiinsa. Tämän hetken tietämyksen mukaan seurauksista merkittävimpiä ovat ekosysteemiin ja yhteiskunnan kannalta kasvihuoneilmiön voimistuminen, otsonipitoisuuksien muutokset (yläilmakehän otsonikato ja alailmakehän kohonneet pitoisuudet) ja hapan laskeuma.

Hallitustenvälisen ilmastopaneelin (IPCC) arvion mukaan hiilidioksidin ja muiden kasvihuonekaasujen päästöt kohottanevat maapallon keskilämpötilaa 1–3,5 °C vuoteen 2100 mennessä²⁹. Muutoksen suuruus ylittää luonnossa viimeisten 10 000 vuoden aikana tapahtuneet vaihtelut. Ilmastomuutosten arvioihin sisältyy epätarkkuuksia. Tulevaisuuden kasvihuonekaasujen päästöjä ja sen seurauksena ilmakehän hiilidioksidipitoisuutta ei pystyty varmuudella ennustamaan. Samaten epävarmuutta ennusteisiin aiheuttaa ilmastosysteemin puutteellinen mallittaminen.

Sää ja sen pitkän ajan kuvaus eli ilmasto antavat omalta osaltaan rajat sille, millaisia metsiä maassamme voi kasvaa. Ilmastollisten

suureiden (lämpötilan, sadannan, haihdunnan, tuulisuuden, jne.) ja ilmakehän koostumuksen (esim. hiilidioksidin ja otsonin pitoisuuksien) muutokset tulevat vaikuttamaan kasvien perusaineenvaihduntaan. Eliöstön ravinnon määrä ja laatu sekä elintoiminnot muuttuvat, samoin maaperä alkaa muuttua. Metsäekosysteemin perustuotannon määrä ja laatu muuttuvat. Pitkän ajan vaikutus ulottuu lajisuhteisiin ja lajiin leviämiseen. Ihmiskunnan aiheuttama kasvihuoneilmiön voimistuminen ja ilmakehän koostumuksen muutokset muokkaavat metsiämme. Laaja selvitys ilmastomuutoksen mahdollisista vaikutuksista metsiin tehtiin Suomalaisen Ilmakehänmuutosten Tutkimusohjelman (SILMU) yhteydessä⁵⁵.

Säteilytase

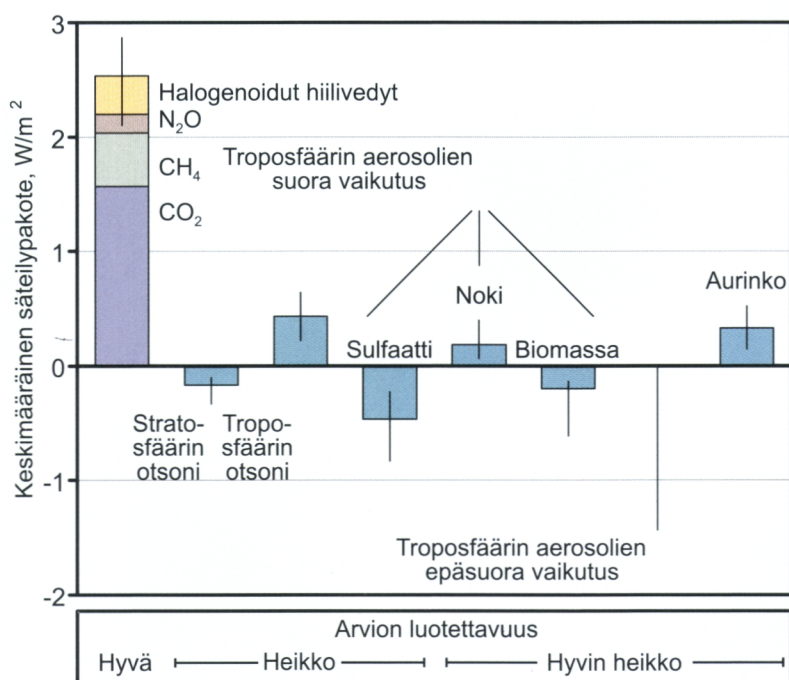
Ilmastosysteemiin imeytyvä auringon valo ja maasta avaruuteen poistuva lämpösäteily ensisijaisesti määräävät maapallon lämpöolot. Näiden suureiden erotus muodostaa säteilytaseen. Tämän taseen muutosta kutsutaan säteilypakotteeksi. Fysiikan lakeihin perustuen voidaan laskea lisääntyneistä kasvihuonekaasuista aiheutuva säteilypakote, joka pyrkii lämmittämään maapalloa, koska se pienentää avaruuteen pakenevaa lämpösäteilyä. Samoin voidaan laskea säteilypakote, joka aiheutuu maasta heijastuvan auringon säteilyn määrän muutoksista. Viime vuosien uusi tutkimustulos on, että tällä vuosisadalla ilmakehän hiukkasmäärän lisäys on aiheuttanut tällaisen jäädyttävän vaikutuksen. Luonnollisesti myös muutokset itse auringosta tulevassa säteilytehossa voivat aiheuttaa joko lämmittävän (tehon lisäys) tai viilentävän (tehon lasku) säteilypakotteen.

Kasvihuonekaasut

IPCC:n arvoiden mukaan ilmakehän hiilidioksidipitoisuuden lähes 30 %:n kasvu esiteollisesta ajasta on aiheuttanut suurimman säteilypakotteen viimeisen 150 vuoden aikana (kuva 2.1). Muiden kasvihuonekaasujen pitoisuuksien kasvu yhteensä aiheuttaa lähes yhtäsuuren positiivisen, lämpötilaa kohottavan vaikutuksen. Hiilidioksidin, metaanin ja typpioksiduulin pitoisuudet jatkavat kohoamista. Sen sijaan useiden freonien ja halonien pitoisuuksien kasvu on kansainvälisten sopimusten ansiosta pysähtynyt. Nämä stratosfäärin otsonin kemiallista tuhoa aiheuttavat ja kasvihuonekaasuina toimivat aineet eivät kuitenkaan häviä ilmakehästä vielä vuosikymmeniin. Kasvihuonekaasujen aikaansaamat pakotteet pystytään arvioimaan melko tarkasti. Otsonipitoisuuden muutosten aiheuttama säteilypakote tunnetaan huonommin. Alailmakehän otsonipitoisuuksien kasvu antaa positiivisen ja stratosfäärin otsonikerroksen oheneminen hieman pienemmän, negatiivisen säteilypakotteen.

Aerosolit

Ilmakehän lisääntyneet hiukkaspitoisuudet varjostavat maapallon pintaa heijastaen osan auringon säteilystä takaisin avaruuteen (ns. suora vaikutus). Osa päästöistämme muuttuu ilmakehässä kaasuisista pieniksi leijuviksi hiukkasiksi tai pisaroiksi eli aerosoleiksi kohottaen ilmakehän luonnollista aerosolipitoisuutta. Aerosolit estävät auringon säteilyn etenemistä ilmakehässä ja siten vähentävät maanpinnalle tulevan säteilyn määrää. Ne leijuvat vain lyhyen aikaa (muutamista päivistä viikkoihin) ilmassa ja ovat epätasaisesti jakautuneita verrattuina kasvihuonekaasuihin, jotka säilyvät ilmakehässä yleensä useita vuosikymmeniä. Fossiiliset polttoaineet muodostavat merkittävimmän ihmisten aiheuttaman aerosolien lähteen. Tärkein niistä vapautuva aerosolien aineosa on sulfaatti, josta muodostuvat hiukkaset heijastavat auringonsäteilyä viilentäen ilmastoa. Monet ihmisen tuottamat, leijuvia hiukkasia muodostavat yhdisteet aiheuttavat hapanta laskeumaa. Luontaisia aerosolien lähteitä ovat mm.



Kuva 2.1. Maapallon keskimääräinen säteilypakote jaksolla 1850–1990. Arvioiden epätarkkuus on merkitty pystysuoralla janalla. Käsitys epätarkkuusarvion luotettavuudesta on mainittu kunkin pylvään alapuolella.²⁹

hiekkamyrskyt, tulivuorenpurkaukset ja erilaiset biologiset prosessit. Lisääntyneiden aerosolien aiheuttama suora negatiivinen säteilypakote ei ole yhtä hyvin tunnettu kuin kasvihuonekaasuista syntyvä positiivinen pakote.

Aerosolien tiedetään muuttavan pilvien heijastusominaisuuksia ja mahdollisesti lisäävän pilvien määrää ja elinikää, aiheuttaen siten säteilypakotteen (ns. epäsuora vaikutus). Pilvipisarat ja jäähiukkaset muodostuvat tiivistymisytiminä toimivien aerosolien ympärille. Runsas aerosolien määrä lisää pienten pilvipisaroiden määrää, jotka heijastavat tehokkaammin auringon valoa kuin suuret pilvipisarot. Myös muita mekanismeja epäsuoran negatiivisen säteilypakotteen muodostumiseksi tiedetään. Niihin liittyvät prosessit tunnetaan kuitenkin huonosti, mistä johtuen arvioihin liittyy suuri epävarmuus.

Auringon lähettämä energia on tietenkin keskeinen tekijä maapallon ilmastosysteemin kannalta. Sen on arvioitu vaihdelleen vain vähän viimeisten 150 vuoden aikana. Tarkkoja satelliittimittauksia on tosin käytettävissä vasta parilta viime vuosikymmeneltä.

Yhteenvetona voidaan sanoa, että kasvihuonekaasut ovat maapallon säteilypakotteen kannalta merkittävämpiä kuin aerosolit. Käytännössä lienee mahdonta estää tärkeimmän kasvihuonekaasun, hiilidioksidin, pitoisuuden nousua myös tulevana vuosikymmeninä, joten kasvihuonekaasujen säteilypakote tulee vallitsemaan yhä selvemmin.

Ilmastonvaihtelut maapallon historiassa

Useat havaintoaineistot (esim. jää-, sedimenttikairaukset, puiden vuosilustot, ilmastohavainnot) kertovat ilmaston vaihtelevan luontaisesti useilla eri aikajaksoilla. Vuosimiljoonien kuluessa ilmasto on vaihdellut pitkällisten lämpökausien ja heilahtelevien glasiaali-interglasiaalikausien välillä. Glasiaali- ja interglasiaalikausien välisen heilahtelun on havaittu seuraavan maapallon rataparametrien jaksollisia muu-

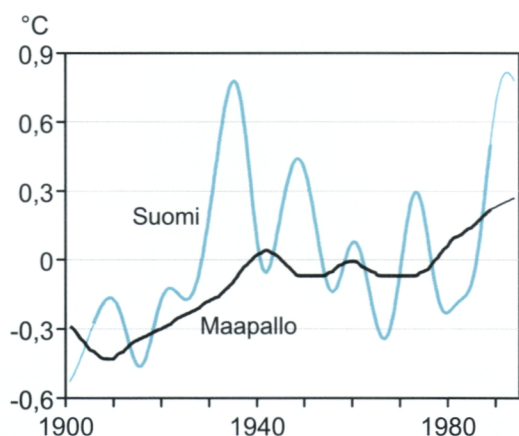
toksia. Nykyistä interglasiaalijaksoa, jota kutsutaan holoseeniksi, on kestänyt jo noin 10 000 vuotta. Sen aikana maapallon keskilämpötilan vaihtelut ovat olleet asteen luokkaa. Tätä lämmintä jaksoa edelsi jääkausi, jolloin maapallon lämpötila oli reilut viisi astetta nykyistä alhaisempi. Holoseenin aikana lämpötila on ilmeisesti ollut huomattavasti tasaisempi, kuin edellisen glasiaalikauden aikana tai siirtymävaiheessa kausien välillä. Tällöin Pohjois-Atlantin alueella jäätikkö- ja merenpohjan sedimenttikairauksien perusteella uskotaan esiintyneen vuosikymmenten aikajaksoissa muutaman asteen lämpötilan muutoksia, jotka luultavasti johtuivat Pohjois-Atlantin merivirtojen muutoksista.

Ilmastomuutoksen aiheuttajat

Instrumenttihavainnoista tiedämme, että maapallon keskilämpötila on nykyään noin puoli astetta korkeampi kuin viime vuosisadan loppupuolella. Nousu on sangen suuri ilmastosysteemin luontaisen vaihtelun aiheuttamaksi, mutta mahtuu kuitenkin vaihtelun rajoihin. Kasvihuoneilmion voimistuminen tarjoaa fysiikkaalisesti järkevän selitysmallin, mutta viime vuosiin saakka todisteet eivät ole olleet riittäviä. IPCC:n raportti²⁹ kuitenkin toteaa, että tieteellisesti erittäin suurella varmuudella on voitu osoittaa ihmiskunnan kasvihuonekaasupäästöjen aiheuttaneen ilmaston lämpenemistä. Tärkeimmät todisteet saatiin tutkimuksista, joissa verrattiin sekä kasvihuonekaasujen että aerosolien pitoisuuksien kasvut huomioivien ilmastomallien tuloksia havaittuihin lämpötilamuutoksiin. On epätodennäköistä, että mallitulosten ja havaintojen samankaltaisuus olisi sattumaa. Maapallon ilmastossa näkyvän muutoksen täytyy siis osittain johtua ihmisen toiminnasta.

Suomen ilmaston luontainen vaihtelu

Suomen ilmaston peruspiirteisiin kuuluu suuri vaihtelevuus. Suomen keskilämpötila vaihtelee huomattavasti enemmän kuin maapallon



Kuva 2.2. Tasoitetut maapallon ja Suomen keskilämpötilan vaihtelut poikkeamina normaalikaudesta 1961–1990. Tasointi vastaa suunnilleen 10 vuoden liukuvaa keskiarvoa.

keskilämpötila (kuva 2.2). Yksittäisten vuosien osalta vaihtelu on lähes viisinkertainen. Yhteisiä piirteitä käyrissä ovat lämpötilan nousu kahdessa vaiheessa, ensin tämän vuosisadan alkupuolella ja toisaalta viime vuosikymmeninä. Suomen lämpötilat viilenivät selvästi 1930-luvun jälkeen, mikä poikkeaa maapallon keskiarvon käyttäytymisestä.

Suomalaiset ilmastohavainnot tältä vuosisadalta¹²⁰ sisältävät useita selviä vuosikymmenen aikajakson vaihteluita (esim. lämmin 1930-luku, sateinen 1920-luku) ja joitakin pysyvämmltä näyttäviä suuntauksia (esim. viime vuosikymmenten pilvisyyden lisäys ja keväiden lämpeneminen). Luontainen ilmaston vaihtelu Suomessa on kuitenkin niin suurta, että muutokset ovat harvoin tilastollisesti merkitseviä²⁶. Lisäksi havaintojen ja ilmastomallien ennusteiden vertailua vaikeuttaa se, että mallien tulokset ovat osittain ristiriitaisia Suomen osalta⁹⁵.

Tulevien ilmastomuutosten arviointi

Ilmastomallit perustuvat ilmastosysteemin eri osien käyttäytymisen ja niiden vuorovaikutusten kuvaamiseen fysiikan yhtälöillä. Kun yh-

tälöt käännetään tietokoneohjelmiksi, joudutaan tekemään huomattavia yksinkertaistuksia. Tästä johtuen ilmastomallit sisältävät puutteellisen kuvauksen luonnosta. Kuitenkin on voitu osoittaa, että mallit pystyvät kohtuullisen hyvin simuloimaan maapallon nykyistä keskimääräistä ilmastoa. Uusimmat mallit, jotka huomioivat lämmittävien kasvihuonekaasujen lisäksi myös viilentävät aerosolit, ovat onnistuneet jäljittelemään maapallon keskilämpötilan kehitystä viimeisen sadan vuoden aikana¹⁴. Ilmastomallit ovat käyttökelpoisin työkalu ilmastoennusteiden tekemiseen. Sen vuoksi arviomme tulevaisuuden ilmastosta perustuvat malleihin niiden puutteista huolimatta.

Alueellisten ilmastomuutosten arviot jäävät kuitenkin väistämättä epätarkoiksi. Maapallon tasolla olevaan epävarmuuteen täytyy vielä lisätä epätarkkuus, joka johtuu ilmastomallien puutteellisesta kyvystä kuvata alueellisia vaihteluita. Esimerkiksi kaikkia Pohjois-Atlantin alueella tapahtuneita ilmaston lyhytjaksoisia heilahteluja ei ymmärretä. On siis mahdollista, että joillakin alueilla tulevat ilmastomuutokset saattavat suurestikin poiketa nykyisistä arvioista.

Suomen ilmastoskenaario

Ilmastoskenaariot ovat sisäisesti ristiriidattomia kuvauksia mahdollisesta tulevasta ilmastosta. Ne eivät ole varsinaisia ennusteita, vaikka niitä käytetään ennusteiden korvikkeina tutkittaessa ilmastomuutosten mahdollisia vaikutuksia. Ne nojaavat ennakkoehtoihin, esimerkiksi tiettyyn kasvihuonekaasupäästöjen kehitykseen, joka itsessään on vaikea ennustettava, koska se taas riippuu mm. väestömäärän kehityksestä, tulevaisuuden energian tuotantomenetelmistä ja päästöjen rajoituspolitiikasta.

SILMU:n ilmastoennusteet Suomen alueelle perustuvat IPCC:n päästöskenaarioihin ja erilaisten ilmastomallien tuloksiin. Kolme skenaariota kehitettiin antamaan keski-, ala- ja yläarvio ilmastomuutokselle Suomessa¹¹. Taulukossa 2.1 on esitetty hiilidioksidipitoisuus,

Taulukko 2.1. Ilmakehän hiilidioksidipitoisuus sekä Suomen vuosikeskilämpötilan ja vuosisadannan muutos normaalikaudesta 1961–1990 vuosina 2020, 2050 ja 2100 SILMU:n perusskenaarioissa.

Vuosi ja suure	SILMU:n perusskenaariot		
	Keski-arvio	Ala-arvio	Ylä-arvio
2020			
CO ₂ pitoisuus, ppmv	426	409	434
Lämpötilan nousu, °C	1,2	0,3	1,8
Sademäärän kasvu, %	3,0	0,8	4,5
2050			
CO ₂ pitoisuus, ppmv	523	456	555
Lämpötilan nousu, °C	2,4	0,6	3,6
Sademäärän kasvu, %	6,0	1,5	9,0
2100			
CO ₂ pitoisuus, ppmv	733	485	848
Lämpötilan nousu, °C	4,4	1,1	6,6
Sademäärän kasvu, %	11,0	2,8	16,5

vuosikeskilämpötilan nousu ja vuosisadannan lisäys Suomessa vuosina 2020, 2050 ja 2100. Suomen ilmaston oletetaan muuttuvan lämpimämmäksi ja sateisemmäksi. Selvimmin muutosten uskotaan näkyvän talvisin. Sademäärän osalta skenaariot ovat varovaisia. Keski- ja yläarvion mukaan lämpötilan muutokset ovat suuria. Keskiarviossa keskilämpötila 2050-luvulla olisi yhtä korkea kuin tämän vuosisadan toisaiseksi lämpimimmän yksittäisen vuoden, 1938. Maanpinnan kosteusolot riippuvat haihdunnasta ja sadannasta. Haihdunnan arvioidaan ilmaston lämmitessä jonkin verran lisääntyvän. Jos sademäärät lisääntyvät etupäässä vain talviaikana, on ilmaston lämpenemisellä kesäisin maastoa kuivattava vaikutus. Keskimääraisten suureiden muutos aiheuttaa muutoksia myös ilmastollisten ääriarvojen esiintymisiin. Tarkempia tuloksia uusista esiintymistiheyksistä ei vielä ole. Runsas vaihtelevuus tullee jatkosakin luonnehtimaan ilmastoamme.

Lämpö-, sade- ja tuuliolot

Reijo Solantie

Lämpötilat

Tehoisan lämpötilan summan jakauma

Mitä pohjoisemmaksi siirrytään sitä suurempi merkitys lämpötilalla on metsien kunnolle ja uudistumiselle. Tehoisan lämpötilan summan (°C·d) ero kausien 1980–1995 ja 1931–1979 välillä kasvoi luoteesta kaakkoon ja oli koko maassa välillä -40–+20 °C·d. Kaudella 1980–1995 tehoisan lämpötilan summa oli Pohjois-Suomessa pienempi kuin kaudella 1931–1979.

Kasvukauden ja kuukausien keskilämpötila

Touko-syyskuun keskilämpötilat olivat vuosina 1980–1995 keskimäärin samat kuin vuosina 1931–1979. Touko-kesäkuun keskilämpötila vuosina 1931–1979 oli korkein peräkkäisinä vuosina 1936 ja 1937. Vuosien 1931–1995 kylmimmät kasvukaudet sattuivat vuosille 1962 ja 1987. Kesä-, heinä- ja syyskuut olivat vuosina 1980–1995 keskimäärin yhtä lämpimiä kuin 1931–1979. Sen sijaan elokuut olivat vuosina 1980–1995 keskimäärin hieman kylmempiä (0,2–0,6 °C) ja toukokuut lämpimämpiä (0,4–0,8 °C) kuin kaudella 1931–1979. Sen enempää elo- kuin toukokuussakaan kausien 1980–1995 ja 1931–1979 keskiarvojen suurimmatkaat erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä. Vuosien 1931–1979 ja 1980–1995 lämpimimmät toukokuut olivat vuosina 1963 ja 1984. Toukokuu 1963 oli melko sateinen, kevättä 1984 edeltävä talvi oli hyvin luminen ja kasvukausi runsassateinen.

Kasvukauden aikaiset yöpakkaset

Yöpakkasilla tarkoitetaan tässä pakkasen puolella olevia vuorokauden minimilämpötiloja kahden metrin korkeudella. Tällöin maan tai matalan, vailla verhopuuston suojaa olevan kasvillisuuden pinnalla on pakkasta noin 3 °C

enemmän. Heinä-elokuussa yöpakkaset ovat Etelä-Suomen metsäkasvillisuusvyöhykkeessä ajallisesti ja paikallisesti harvinaisia, sen sijaan Pohjanmaan-Kainuun, Peräpohjolan ja Metsä-Lapin vyöhykkeissä niiden todennäköisyys on suurempi. Luontainen turvemaiden yleistyminen ja puuston suojan väheneminen siirryttäessä Etelä-Suomesta Pohjanmaalle ja Kainuuseen jyrkentää pakkasettoman kauden lyhenemistä vyöhykkeiden rajalla. Soiden rimpisyyden kasvu ja öiden lyheneminen lieventävät keskilämpötilan laskua pohjoiseen päin siten, ettei yöpakkasten riski kesällä kasva Pohjanmaan-Kainuun etelärajalta metsänrajalle, vaan suurimman hallariskin alueet ovat Suomen-selkä ja pohjoisen päävedenjakajan seudut Metsä-Lapissa (kuva 2.3).

Vuosina 1931–1995 lienee Pohjanmaan-Kainuun vyöhykkeessä tapahtunut eräs suurimmista ilmastomuutoksista Suomen viimeisen



Kuva 2.3. Kesäkuussa 1984 männytkin kärsivät hallavaurioista. Kuva H. Raitio.

vuosituhannen aikana. Ilmastomuutos on seurausta ennen kaikkea laajoista suo-ojituksista ja soiden metsittämisestä. Ojituksen hallaisuu- ta lisäävä vaikutus häviää ojikkojen metsitty- essä ja kehittyessä vähitellen muuttumien kaut- ta turvekankaiksi. Ojituksen vaikutuksen vuo- rokauden keskimääriin minimilämpötiloihin arvioidaan olleen suurimmillaan 1970-luvun lopulla, jolloin se oli Pohjanmaan-Kainuun vyöhykkeessä keskimäärin $-0,7\text{ }^{\circ}\text{C}^{103}$. Tämä vastaa pakkasettoman kauden lyhenemistä noin 18 vrk:lla. Vuosina 1967 ja 1987 vaikutus oli noin puolet tästä, ja on nykyään jo merkityk- settömän pieni. Pohjanmaan-Kainuun vyöhyk- keessä on kuitenkin laajoja alueita, etenkin Suomenselän tuntumassa, joilla ojikkojen mää- rä oli lähes kaksinkertainen vyöhykkeen kes- kimääräisoihin verrattuna. Ojitus lyhensi si- ten pakkasetonta kautta paikoin Suomenselällä kahtena pahimpana vuosikymmenenä 2,5 kuu- kaudesta runsaaseen kuukauteen.

Ojituksen vaikutus kärjistyi hyvin kylmi- nä kesinä. Näin tapahtui vuonna 1987, jolloin touko-syyskuun keskilämpötila oli kauden 1931–1995 alin vuoden 1962 rinnalla. Esimer- kiksi vuonna 1987 elokuun 25. päivänä Poh- janmaan-Kainuun vyöhykkeen ilmastoasemilla oli yleisesti kaksi tai kolme astetta pakkasta kahden metrin korkeudella.

Tällä 'kansallisella ilmastomuutoksella' on ilmeisesti ollut monia metsäekologisia vai- kutuksia. Kuusi, jonka uudet vuosikasvaimet ovat arkoja halloille ja jonka osuus Suomense- lällä ennen suuria suo-ojituksia oli alle 10 % puustosta³⁴, lienee joutunut aiempaakin kovem- malle koetukselle. Vuoden 1987 versosurma- epidemia Suomenselän eteläreunan männiköis- sä osoittaa ankaran ilmastovaiheen koetelleen myös männiköitä.

Routa

Talvi 1986/1987 oli laajalti varsin paksurou- tainen; Kuusamon-Kemijärven seudulla sen toistumisaika oli pisin, 40–80 vuotta. Maa routaantui näillä seuduilla 1–1,5 m:n syvyy- teen. Tärkein perusedellytys hyvin paksulle roudalle on, että lunta on alkutalvesta vähän.

Lumensyvyys tarkasteltavana talvena oli joulukuun loppupuolella vain 5–10 cm ja tammikuun alkupuolella 10–15 cm vastaavien lumen vesiarvojen ollessa 10–20 ja 20–35 mm. Tällaisen tilanteen toistuvuus on noin 20 vuotta. Marraskuun alusta tammikuun puoliväliin kestävän jakson keskilämpötila ja siten alkutalven pakkasumma olivat hyvin lähellä pitkäaikaisia keskiarvoja, mutta toisaalta maan lämpövarastot olivat viileän kasvukauden vuoksi tavallista pienemmät. Kyseessä oli yksi harvinaisista, ekologisesti vaikuttavista ilmastotapahumista, joita nykyilmastossa jollekin muuttujalle tai parin muuttujan yhdistelmälle sattuu Fennoskandiassa muutaman vuoden välein. Tällaiset sattumat koettelevat tilapäisesti jopa alueen peruslajistoakin. Tässä esitetty routajakautumien tarkastelu paikkakuntaikohtaisten aikasarjojen valossa on mielekäs tutkittaessa kullekin alueelle pitkän ajan kuluessa mukautuneiden alkuperien ekologiaa (kuva 2.4).

Sadanta

Etelä-Suomen vyöhykkeessä sadanta on lähes ihanteellinen metsien kasvun kannalta. Sadanta on yleensä alkukesästä pienempi kuin loppukesästä. Sadantaan nähden haihdunta on kuitenkin Etelä-Suomen vyöhykkeessä riittävä, mistä syystä soistuminen on vähäisempää kuin pohjoisemmissa vyöhykkeissä.

Touko-syyskuun ja touko-kesäkuun sadanta

Tarkasteltaessa touko-syyskuun ja touko-kesäkuun sadantojen muutoksia kaudesta 1931–1979 kauteen 1980–1995, voidaan Suomi jakaa kahteen pääalueeseen – ’luode’ ja ’kaakko’ – linjan Rauma-Tampere-Jyväskylä-Iisalmi-Kajaani-Suomussalmi mukaan.

’Luoteessa’ touko-syyskuun keskisadanta oli molempina kausina jokseenkin sama; muutos edellisestä kaudesta jälkimmäiseen oli itseisarvoltaan yleensä alle 10 mm tai 4 %. Kauden 1931–1995 kolme sateisinta touko-syyskuuta sattuiivat yleensä ennen vuotta 1980; ainoastaan vuosi 1992 oli Lapissa sateisin tai



Kuva 2.4. Metsäpuiden eri alkuperien menestyminen samalla kasvupaikalla kertoo puulajin sopeutumisesta ilmasto-oloihin. Saksalaiset kuuset (vasemmalla) vaurioituivat pahasti, mutta pohjoiskarjalaiset kuuset (oikealla) säilyivät vähäisin vaurioin Punkaharjulla ankarana pakkastalvena 1986/1987. Kuva J. Lehto.

toiseksi sateisin. Myös kolme kuivinta touko-syyskuuta sattuiivat yleensä ennen vuotta 1980; ainoastaan Lapissa joko vuosi 1980 tai 1994 oli toisella sijalla.

Touko-kesäkuun keskisadanta vuosina 1980–1995 oli ’luoteessa’ 5–8 mm eli 5–10 % suurempi kuin vuosina 1931–1979; ero oli hyvin pieni ja tilastollisesti merkityksetön. Kauden 1931–1995 kolme sateisinta touko-kesäkuuta sattuiivat Lapissa ennen vuotta 1980; etelämpänä yleensä yksi kolmesta sateisimmasta sattui kauteen 1980–1995; vuosi oli yleensä 1981, 1987 tai 1991. Kauden 1931–1995 seitsemän kuivinta touko-kesäkuuta sattuiivat suurimmassa osassa Lappia ja Pohjois-Pohjanmaata yleensä kaikki ja etelämpänä kuusi niistä

POIKKEUKSELLISTEN SÄÄOLOJEN AIHEUTTAMAT PUUSTOVAURIOT

Hannu Raitio

Havupuiden vaurioita

Kesä 1984 oli sääoloiltaan poikkeuksellinen. Toukokuun jälkipuoliskolla kertyi ennätysmäärä tehoisan lämpötilan summaa, kaksinverroin vuosina 1961–1980 kertyneeseen keskiarvoon verrattuna. Kesäkuun 10. päivän tienoilla, jolloin kasvukausi oli vajaat kolme viikkoa normaalia edellä, lämpötila las-ki osassa Suomea monena peräkkäisenä yönä useita asteita alle nollan. Tällöin hallavaurioita ilmeni lähes kaikissa kasvilajeissa. Jopa muutaman metrin pituisten mäntyjen uudet vuosikasvaimet paleltuivat^{82, 83}. Normaalisti männyllä esiintyy hyvin harvoin ulospäin näkyviä hallavaurioita. Sen sijaan hallavauriot ovat suhteellisen yleisiä kuusella ja jaloilla lehtipuilla. Hallan aiheuttamat vauriot puuaineksen rakenteessa ovat kuitenkin olleet tunnettuja jo vuosia sekä havu- että lehtipuilla¹⁹.

Kevättalvella 1985 kiinnitettiin huomiota ankaran talven jälkeen puiden neulasten ruskettumiseen, mikä oli voimakkaampaa kuusella kuin männyllä. Eniten tuhoja havaittiin Etelä- ja Kaakkois-Suomessa⁵¹. Pahoin tuhoutuneiden metsiköiden pinta-alat olivat pääasiassa pieniä tai tuhoja esiintyi yksittäisissä puissa. Metsäammattilaisille osoitetussa kyselytutkimuksessa⁵¹ tuhojen pääasiallisena syynä pidettiin talven 1984–1985 kovia pakka-sia. Lämmin kostea syksy sekä edellisen kesän hallat katsottiin myös osasyylisiksi. Sen sijaan ilman epäpuhtauksien osuus arvioitiin varsin vähäi-

seksi. Sittenkin tehty vauriotutkimukset¹³³ ovat vahvistaneet kyselyn arviot oikeiksi.

Alkukesällä 1987 Etelä-Lapin ja Kainuun met-sissä havaittiin odottamaton ilmiö, kun havupuiden neulaset alkoivat karista ennen aikojaan. Karise-minen alkoi vanhimmasta neulasvuosikerrasta ja eteni nuorempiin. Aluksi neulaset kellastuivat ja muuttuivat myöhemmin ruskeiksi ennen karise-mista. Paikoin puista karisivat kaikki neulaset¹¹⁸. Männyn ja kuusen lisäksi vaurioita ilmeni myös koivuissa ja pintakasvillisuudessa. Aluksi tuhoja havaittiin turvemilla sekä lajittuneilla, karuilla kangasmailla, loppukesällä niitä esiintyi myös vilja-vammilla kangasmailla.

Tikkasen ja Raition¹¹⁸ mukaan neulaskadosta kärsineillä männyllä oli ravinne- ja vesitalouden häiriöitä. Neulasanalyysit osoittivat, että ennenai-kaisesta neulaskadosta kärsineillä puilla liikkuvia ra-vinteita siirtyi normaalia aikaisemmin vanhoista neu-lasista nuoriin kasvaviin osiin. Tämä johtui siitä, et-teivät puut kyenneet ottamaan juurillaan maasta riit-tävästi vettä ja ravinteita, koska juuret olivat vauri-oituneet edellisenä talvena poikkeuksellisten sää-olujen vuosi. Myöhemmin ilmiön syytä on tutkittu myös kokeellisesti³⁶.

Viileä sateinen kasvukausi edeltää usein män-nyn versosurmakan aiheuttamia tuhoja. Ankarim-mat tuhot esiintyvät yleensä ympäristöään kylmem-millä seuduilla. Versosurmakan esiintymiseen vai-kuttavia säätekijöitä ovat kokonaissäteily, lämpöti-la, kasvukauden sademäärä sekä kesä- ja syyshal-lat¹²².

Versosurmakka tuhosi 1960-luvulla etenkin Pohjois-Suomen taimikoita. Riukuvaiheen männi-köissä tuhot rajoittuivat ensin puronotkoihin ja suppiin, mutta 1970-luvun lopulla epäedullisten kas-vukausien seurauksena tuhoalueet laajenivat. Versosurmakan esiintymishuiput olivat vuosina 1982 ja 1985. Kesän 1987 jälkeen surmakan aiheut-tamia tuhoja havaittiin Sallan koillisosissa. Aluksi näiden puustovaurioiden syyksi epäiltiin Kuolasta peräisin olevia ilman epäpuhtauksia, mutta myö-hemmät tutkimukset vahvistivat ne versosurmakan aiheuttamiksi⁴⁰.

Keväällä 1991 havaittiin paikoin Lapin vaarojen ja tuntureiden rinteillä vyöhykkeenä voimakkaan punaruskeita mäntyjä³⁵ (kuva 2.5). Ilmiöstä käyte-tään englanninkielisessä kirjallisuudessa nimitystä 'red belt'¹²⁵. Vauriot syntyivät voimakkaan maan-



Kuva 2.5. Kylmän ilmassa äkillinen purkautu-minen laaksosta lämpimälle rinteelle aiheutti män-nyn neulasten paleltumisen Kittilän Levitunturilla vuonna 1991. Kuva R. Juurinen.

pointinversion purkautuessa helmikuun alkupuolella 1991.

Inversio tai ankarat pakkaset eivät sinänsä ole haitallisia, sillä pohjoisissa oloissa puut ovat sopeutuneet kestämaan kylmyyttä. Puiden tuhoski koitui kylmän ilmapuonon äkillinen siirtyminen laaksoista ilmapuonon nostattamana rinteille, missä puut olivat selvästi lämpimämmässä. Soluissa ollut vesi jäätyn ehtimättä kulkeutua soluväleihin normaalin kylmänkestävyyden suoamekanismin mukaisesti, minkä seurauksena neulasten solukot vaurioituivat ja neulaset ruskettuivat. Vastaavia vaurioita havaittiin vuonna 1996 Länsi-Lapissa⁴⁵. Ilmiö sinänsä ei liene harvinainen Suomen oloissa, aiemmista havainnoista ei vain ole kirjallisia kuvauksia³⁵.

Lehtipuiden vaurioita

Keväällä 1989 lehtipuilla ilmeni Etelä-Suomessa häiriöitä lehtenpuhkeamisessa. Häiriöitä esiintyi etenkin koivu- ja leppälajeilla, mutta myös haavalla ja raidalla, ei kuitenkaan pihlajalla. Syksyllä 1989 osa koivuista oli vielä lähes lehdettömiä ja osalla latvus oli erittäin harsu^{54, 84} (kuva 2.6). Lieviä häiriöitä koivujen lehtenpuhkeamisessa oli havaittu jo vuosina 1986 ja 1987. Tätä ennen koivut olivat kärsineet kesällä 1984 poikkeuksellisen voimakkaista kesähallioista, joista on jäänyt jälkiä puuainekseen⁸⁷.

Kesällä 1988 lehtipuut kärsivät erilaisista tuhohyönteisistä, ennen kaikkea kirvoista, sekä sienitaudeista. Tästä syystä osa puista menetti lehtensä ennen aikaisesti, ja osalla puista latvakasvaimet kuolivat.

Ilmeisesti lämpimän kesän, puiden hyvän typpitilan ja karkisilmujen tuhoutumisen vaikutuksesta lehtisilmut puhkesivat uudelleen kasvuun syyskesällä 1988. Ne eivät kuitenkaan ehtineet talveentua kunnolla, vaan tuhoutuivat syksyn ja talven pakkasissa. Tämän takia lehtipuuihin syntyi seuraavana keväänä normaalia vähemmän lehtiä⁸⁸. Etenkin koivuilla kesän 1988 vaikutukset näkyivät useita vuosia normaalia harsuuntuneempina latvuksena.

Kesällä 1991 lehtipuilla pihlaja mukaan lukien havaittiin jälleen vaurioita. Puiden lehdet olivat joko osittain tai kokonaan punaruskeita tai ruskeita. Osa lehdistä oli epämuotoisia ja kuppimaisesti käpristyneitä. Vaurioita havaittiin juhannuksen jälkeen Suomenlahden ja etenkin Pohjanlahden rannikolla. Voimakkaimmin oireet ilmenivät 10–20 km:n levyisellä vyöhykkeellä Porin tienoilta Vaasan seudulle. Samanlaisia oireita havaittiin myös kuusella, varvuilla, heinillä ja ruohovartisilla kasveilla⁸⁶. Puhit vaurioituneita olivat tuulille alttiit yksilöt teiden ja peltoaukeiden reunoilla. Sen sijaan metsikön si-

sällä oireita ei juurikaan ilmennyt. Osa vaurioituneista lehdistä varisi jo elokuussa, mistä syystä puut olivat loppukesällä harsuja.

Oireiden ja niiden esiintymistavan perusteella ilmiön syyksi epäiltiin aluksi ilman epäpuhtauksia, etenkin rikkijhdisteiden suoraa vaikutuksia. Lehdistä ja neulasista tehtyjen kemiallisten analyysien perusteella ilmiön todennäköinen syy oli kuitenkin vesi- ja ravinnetalouden häiriö, jonka aiheuttivat juhannusta edeltänyt pitkähäkö, yhtäjaksoinen, voimakas tuuli ja alhainen ilman suhteellinen kosteus. Rannikkoalueella tuulen vaikutusta lieventävät tehostaneet myös merivedestä peräisin olevat suolapitoiset hiukkaset. Merkittävä tekijä ilmiön kannalta oli myös se, että kolean alkukesän vuoksi kasvien kasvu oli myöhässä, ts. ne olivat hyvin arassa kasvuvaiheessa⁸⁶. Samanlaisia myrskyn aiheuttamia tuhoja on lehtipuilla havaittu aiemmin mm. Norjan rannikolla²⁸. Tuulten ja suolojen vaikutusten erottaminen on usein kuitenkin lähes mahdotonta.



Kuva 2.6. Keväällä 1989 lehtipuilla ilmeni Etelä-Suomessa häiriöitä lehtenpuhkeamisessa. Lähes lehdettömiä koivuja tavattiin vielä keväällä 1990. Kuva H. Raitio.

ennen vuotta 1980. Kauden 1980–1995 ainoa harvinaisen kuiva touko-kesäkuu oli 1992, esimerkiksi Ylistarossa satoi tuolloin 31 mm. Vuonna 1941 Ylistarossa satoi ainoastaan 15 mm ja vuonna 1940 vain 20 mm. Ähtärissä vuosi 1992 (29 mm) oli toisella sijalla vuoden 1941 (22 mm) jälkeen. Kevättä 1992 edeltävä talvi oli sadeoloiltaan melko tavanomainen. Alkukesän kuivuutta vahvisti kuitenkin se, että sekä touko- että kesäkuu olivat tavallista lämpimämpiä, mikä tähän vuodenaikaan lisää haihduntaa.

‘Kaakossa’ touko-syyskuun keskisadanta vuosina 1980–1995 oli 15–40 mm eli 5–15 % suurempi kuin 1931–1979. Ottaen huomioon, että touko-syyskuun sadannan keskihajonta on 60–70 mm, sadannan lisäys oli siten huomattavan suuri. Keskiarvojen ero oli alueellisesti laajalti tilastollisesti melkein merkitsevä. Vuosien 1931–1995 viidestä sateisimmasta touko-syyskuusta 2–4 sattui vuosina 1980–1995; sateisimpia vuosia olivat 1981, 1984, 1987 ja 1991. Lounais-Suomessa vuosina 1980–1995 ei esiintynyt yhtäkään vähäsateista touko-syyskuuta. Esimerkiksi Jokioisilla tämän kauden vähäsateisin touko-syyskuu 1992 oli vasta 13. sijalla jaksolla 1931–1995, ja sen sadanta oli 100 mm eli 69 % suurempi kuin ennätysvuonna 1947. Itä-Suomessa sattui vuosina 1980–1995 sen sijaan yksi kuiva touko-syyskuu; paikoin vuosi 1992, paikoin taas vuosi 1990 esiintyi kauden 1931–1995 ykkösenä tai kakkosena.

‘Kaakossa’ touko-kesäkuun keskisadanta vuosina 1980–1995 oli 10–25 mm eli 15–30 % suurempi kuin 1931–1979. Keskiarvojen ero oli laajoilla alueilla tilastollisesti melkein merkitsevä. Yleensä kauden 1931–1995 viidestä sateisimmasta touko-kesäkuusta kolme sattui vuosina 1981–1995; sellaisia olivat touko-kesäkuut vuosina 1981, 1987 ja 1991. Kauden 1931–1995 kahdeksasta kuivimmasta touko-kesäkuusta mahtuivat kauteen 1980–1995 vain vuodet 1990 ja 1992, osassa aluetta vain jälkimmäinen. Vuoden 1992 touko-kesäkuu olikin siten koko kauden 1931–1995 aineistossa sijalla 1–3. Edeltävän talven sadannat olivat

tavallisia ja maaliskuuhun sadannat runsaanlaisia; touko- ja kesäkuu olivat myös tässä osassa Suomea tavallista lämpimämpiä.

Kuivuus ja märkyys

Viime aikoina on käyty keskustelua kuivuuden osuudesta yksittäisten kuusten kuolemiseen. Vuonna 1992 kuuset kärsivät etenkin Lounais-Suomessa. Tästä syystä haluttiin verrata Jokioisten havaintojen avulla vuosien 1992, 1941 ja 1947 sääoloja keskenään.

Kesä 1947 oli tavallista lämpimämpi kuitenkin myös kesä 1992. Vuonna 1947 alkukesä oli myös normaalia kuivempi; touko-kesäkuussa satoi kuitenkin 15 mm enemmän kuin vuonna 1992. Kesää 1947 edeltänyt talvi oli kuitenkin paljon vähäsateisempi kuin kevättä 1992 edeltänyt talvi. Koko kesä 1947 oli vähäsateinen; touko-syyskuun sadanta oli kauden 1931–1995 pienin. Maan vesivarastot olivat siten juuri kesällä 1947 koko kauden 1931–1995 pienimmät. Vuonna 1941 touko-kesäkuun sadanta oli 5 mm pienempi kuin 1992. Kesää 1941 edeltänyt talvi oli lisäksi koko kauden 1931–1995 vähäsateisin. Vaikka alkukesä oli viileämpi kuin 1947 tai 1992, olivat maan vesivarastot alkukesällä pienemmät kuin 1992. Kesää 1992 edeltänyt talvi oli kuitenkin lämpötiloiltaan kuusten kannalta rasittavampi kuin vuosina 1941 ja 1947. Talven kylmimmän kuukauden keskilämpötila oli talvella 1991/1992 koko kauden 1931–1995 korkein, $-2,7^{\circ}\text{C}$, ja edellisen kesän korkeimman kuukausikeskilämpötilan ja talven alimman kuukausikeskilämpötilan erotus, $19,3^{\circ}\text{C}$, kauden 1931–1995 toiseksi pienin. Sen sijaan talvet 1940/1941 ja 1947/1948 olivat tavallista kylmempiä.

Lumipeiteaika

Pysyvä lumipeite alkoi talvina 1980/1981–1994/1995 keskimäärin 2 vrk aikaisemmin, kesti 4 vrk lyhyemmän aikaa ja päättyi 6 vrk aikaisemmin kuin talvina 1960/1961–1979/1980. Muutokset suurimmassa osassa maata olivat samansuuntaisia ja samaa suuruusluokkaa kuin keskimäärin Suomessa. Näin pienet

erot 20- ja 15-vuotiskausien välillä eivät ole tilastollisesti merkitseviä ja ovat siten ilmastoon kuuluvaa normaalia vaihtelua.

Tuulet

Yksittäisiä tuulenkaatoja suurempia tuulivahinkoja sattuu Suomen metsissä tuulennopeuden ylittäessä 14 m/s. Tällöin tarkoitetaan yleensä 10 minuutin keskituulennopeuksia. Noin 20 km leveällä rannikkokaistalla, ulkosaaristossa sekä mäkien ja vaarojen lailla, missä kovia tuulia on enemmän, puut kuitenkin kestävät niitä paremmin kuin metsässä. Puun riski kaatua kovan tuulen vaikutuksesta vaihtelee siten alueellisesti paljon vähemmän kuin tuulennopeus. Toiseksi puut pysyvät kovallakin tuulella pystyssä, jos maa on roudassa. Koska pohjoisessa puiden juuristot ovat pinnallisempia kuin Etelä-Suomessa, puut kaatuvat pohjoisessa herkemmin kuin etelässä. Tuulivahinkojen määrässä ei kuitenkaan ole mainittavaa eroa etelän ja pohjoisen välillä, koska Pohjois-Suomessa kovia tuulia on hieman vähemmän kuin Etelä-Suomessa ja maa on kauemmin roudassa.

Tuhoja aiheuttavien tuulten yleisyyttä arvioitiin sisämaassa sijaitsevilta sääasemilta tehtyjen havaintojen perusteella tarkastelemalla

kovien tuulten lukumääriä erikseen routakautena ja roudattomana aikana vuosina 1961–1980 ja 1981–1995. Tarkastelussa Suomi jaettiin Pohjois- ja Etelä-Suomeen 64. leveysasteen mukaan. Suomen eteläpuoliskon sekä Kajaanin sääasemilla roudattoman kauden arvioitiin kestävän toukokuun alusta marraskuun loppuun ja pohjoisempaan kesäkuun alusta lokakuun loppuun. Erikseen tarkasteltiin, kuinka monta kovan tuulen päivää on keskimäärin yhdellä paikalla vuodessa, ja kuinka monta kovan tuulen säätilannetta sattuu vuodessa.

Etelä-Suomen aineisto käsitti Jokioisilla sekä Valkealan Utin, Lappeenrannan, Jyväskylän, Kauhavan ja Kuopion lentoasemilla kolmen tunnin välein havaitut tuulennopeudet. Pohjois-Suomen havaintopaikat olivat Sodankylän observatorio sekä Kajaanin, Rovaniemen ja Ivalon lentokentät. Jotta vaarasijaintinsa takia kovatuulisen Rovaniemen lentoaseman havainnot eivät painottuisi liikaa, karsittiin niistä pois tapaukset, joissa tuulennopeus oli 14 m/s. Koko maan keskiarvoa laskettaessa painotettiin molempia Suomen puoliskoja yhtä paljon (taulukko 2.2).

Sekä kovatuulisten päivien lukumäärä yhdellä paikalla että kovatuulisten säiden lukumäärä on ollut molemmilla tarkastelujaksoilla

Taulukko 2.2. Kovatuulisten päivien vuotuinen lukumäärä routakautena, roudattomana kautena ja yhteensä keskimäärin havaintoasemaa kohti Etelä- ja Pohjois-Suomessa sekä koko maassa kausina 1961–1980, 1981–1995 ja 1961–1995 (luku/asema), sekä vastaavat kovatuulisten säätilojen lukumäärät (sää/alue).

	Luku/Asema			Sää/Alue		
	Routakautena	Roudattomana kautena	Yhteensä	Routakautena	Roudattomana kautena	Yhteensä
Etelä-Suomi						
1961–1980	0,34	0,07	0,41	0,85	0,35	1,20
1981–1995	0,30	0,15	0,45	1,00	0,27	1,27
1961–1995	0,32	0,11	0,43	0,91	0,32	1,23
Pohjois-Suomi						
1961–1980	0,26	0,06	0,32	0,45	0,25	0,70
1981–1995	0,12	0,13	0,25	0,40	0,40	0,80
1961–1995	0,20	0,09	0,29	0,42	0,32	0,74
Koko maa						
1961–1980	0,30	0,07	0,37	1,30	0,60	1,90
1981–1995	0,21	0,14	0,35	1,20	0,60	1,80
1961–1995	0,26	0,10	0,36	1,26	0,60	1,86

(1961–1980 ja 1981–1995) lähes sama niin koko Suomessa kuin maan puoliskoissakin. Pohjoisessa kovatuulisia säitä oli 62 % ja kovia tuulia yhdellä paikalla 67 % siitä mitä etelässä. Vuosina 1961–1995 koko maassa kovatuulisista säistä 32 % sattui roudattomana kautena ja yhden paikan kovista tuulista 28 %; etelässä vastaavat osuudet olivat 26 ja 26 % sekä pohjoisessa 43 ja 31 %. Roudattomana kautena sattui pohjoisessa kovatuulisia säitä yhtä paljon ja kovia tuulia yhdellä paikalla 82 % siitä mitä etelässä. Kovatuulisia säitä oli Suomessa keskimäärin 5,2 kertaa niin paljon kuin kovia tuulia sääasemaa kohti. Tämä merkitsee sitä, että kovat tuulet esiintyivät kerrallaan noin 65 000 km²:n suuruisella alueella. Kovatuulisia säitä sattuu Suomessa keskimäärin vajaat kaksi vuodessa; roudattomaan aikaan niitä sattuu keskimäärin kerran vajaassa kahdessa vuodessa. Kovien tuulten toistuvuus yhdellä paikalla on roudattomana aikana 10 vuotta.

Tarkasteltaessa kautta 1981–1995 viisivuosittain, erottuivat vuodet 1981–1985 omailemaisina. Tuolloin kovista tuulista huomattava osa sattui roudattomana kautena, mikä näkyi myös normaalia runsaampina tuulituhoina metsissä. Pohjois-Suomessa kovatuulisia säitä oli roudattomana kautena peräti yksi vuotta kohti. Etelässä ne taas ulottuivat tavattoman laajalle. Etelässä kovien tuulten keskimääräinen lukumäärä vuotta kohti oli yhdellä paikalla 0,36 ja pohjoisessa 0,35 etelän frekvenssin ollessa 3,3- ja pohjoisen 3,9-kertainen kauden 1961–1995 keskiarvoon verrattuna. Viimeksi kuluneen kymmenvuotisjakson aikana kovien tuulten aiheuttamat tuhot metsissämme eivät ole olleet mitenkään poikkeuksellisia. Vaikka kovien tuulten vuodenaikaisjakauma ja lukumäärä pysyisivät lähivuosikymmeninä ennallaan, on odotettavissa tuulivahinkojen lisääntyminen, jos ilmasto lämpenee ja roudaton kausi pitenee.

ILMAN EPÄPUHTAUDET

Göran Nordlund

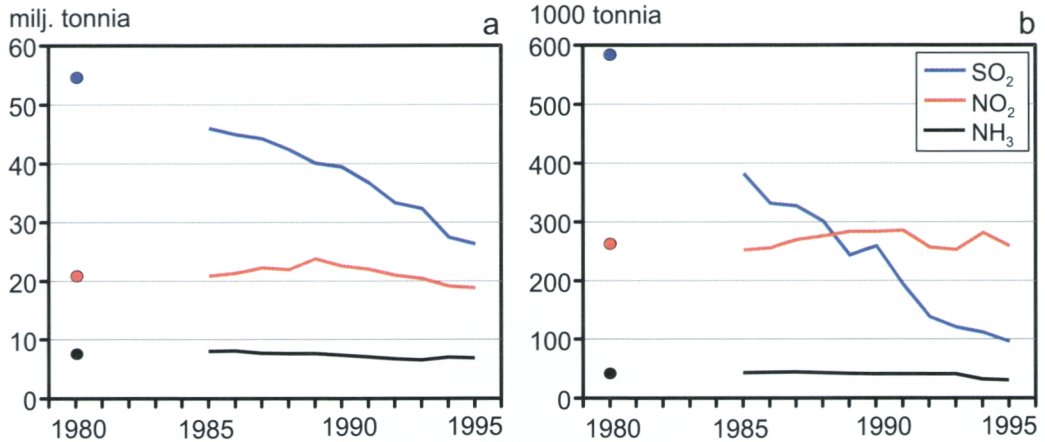
Päästöt

Happamoittavat yhdisteet

Rikkidioksidipäästöt lisääntyivät Euroopassa voimakkaasti toisen maailmansodan jälkeen aina 1970-luvulle asti. Myös typpiyhdisteiden päästöt ovat lisääntyneet tasaisesti 1960-luvulta lähtien ja vasta 1980-luvun lopussa niiden lisääntyminen on saatu pysähtymään^{75, 5} (kuva 2.7a).

Suomen päästömäärät ovat noudattaneet yleiseurooppalaista kehitystä. Rikkidioksidipäästöt lisääntyivät voimakkaasti 1950- ja 1960-luvuilla ja olivat suurimmillaan 1970-luvulla (651 000 tonnia vuonna 1973). Päästöt ovat 1980-luvulla edelleen vähentyneet ja vastasivat 1990-luvun puolivälissä 1950-luvun loppupuolen tilannetta^{135, 110}, eli noin 120 000 t/v (kuva 2.7b). Typen oksidien päästöt lisääntyivät Suomessa vielä koko 1980-luvun. Vasta 1990-luvulla niiden päästömäärät ovat kääntyneet lievään laskuun^{110, 5}. Vuoden 1996 typen oksidien kokonaispäästöiksi on arvioitu 118 000 tonnia typpeä. Suomen ammoniakkipäästöistä on tehty yksi kattava arvio³⁸, jonka mukaan ammoniakkipäästöt ovat pysyneet melko muuttumattomina, noin 40 000 t/v typpeä 1950-luvulta lähtien.

Päästömäärien lisäksi päästöjen sijainnilla on ratkaiseva merkitys pitoisuuksiin ja laskeumaan tiettyssä paikassa. Suomessa rikkidioksidipäästöt keskittyvät rannikkoseuduille ja muutamille sisämaan teollisuuspaikkakunnille. Tässä alueellisessa jakaumassa ei ole tapahtunut suurta muutosta viimeisten vuosikymmenten aikana. Energiatuotannon muutokset ja puunjalostusteollisuuden prosessimuutokset ovat paikkakunnittain muuttaneet merkittävästi päästörakennetta, mutta alueellinen jakauma on silti pysynyt jokseenkin samana.



Kuva 2.7. Happamoittavien yhdisteiden päästöjen kehitys a) Euroopassa ja b) Suomessa jaksolla 1980–1995. Päästöarvoihin ei sisälly päästöjä laivoista eikä luonnollisia päästöjä⁵.

Typen oksidien päästöt keskittyvät suuriin asutuskeskuksiin, joilla autoliikennettä on paljon, sekä niille paikkakunnille, joissa on fossiilista energiatuotantoa. Lähinnä karjataloudesta peräisin olevien ammoniakkipäästöjen alueellinen jakauma poikkeaa rikin ja typen oksidien päästöjen alueellisesta jakaumasta. Suurimmat ammoniakkipäästöt Suomessa ovat Pohjanmaan ja Varsinais-Suomen maaseutualueilla.

Metallit

Rikki- ja typpiyhdisteiden lisäksi myös eräät metallit voivat haitata metsien elinvoimaisuutta. Kuolan niemimaan Montségorskin alueen metsäkuolemiin niiden vaikutuksen on arvioitu olleen jopa ratkaiseva¹⁷. Erityisesti nikkeli ja kupari ovat tällöin olleet tarkastelun kohteina, mutta myös muita metalleja kuten kadmiumia, kromia, sinkkiä ja mangaania on seurattu. Metallipäästöt ovat teollistumisen myötä lisääntyneet voimakkaasti Euroopassa tällä vuosikaudella. Vasta 1980-luvulla päästöjen lisääntyminen on hidastunut ja osittain kääntynyt laskuun⁶. Suomessa suurimmat raskasmetallipäästöt keskittyvät paikkakunnille, joilla on sulatto tai rauta- ja terästeollisuutta, kuten esimerkiksi Harjavallassa ja Torniossa. Näillä paikkakunnilla päästöjä on kuitenkin saatu huomattavasti

vähennetyksi 1990-luvulla. Koska metallipäästöjen vaikutusalue yleensä on pienempi kuin esimerkiksi rikki- ja typpipäästöjen, niin keskimääräisellä päästöjen kehityksellä ei metallien kohdalla ole yhtä suurta merkitystä. Lähimmän lähteen päästömäärän muutos on ratkaiseva.

Ilman laatu

Taustailman laatua on Suomessa seurattu 1960-luvulta lähtien. Vielä 1970-luvulla ilmanlaadun seuranta kuitenkin keskittyi harvoin komponentteihin, rikkidioksidiin ja leijuvaan pölyyn, josta analysoitiin sulfaattipitoisuus.

Sadeveden koostumusta ja happamuutta mitattiin jo 1970-luvulla suhteellisen kattavasti, ja mittausten laatukin oli melko hyvä. Ilmatieteen laitoksen lisäksi mittauksia on tehnyt aikoinaan myös Vesihallitus, nykyinen Suomen ympäristökeskus.

Rikkidioksidi

Ilman rikkidioksidipitoisuus (SO₂) oli Etelä- ja Keski-Suomen havaintoasemilla 1970-luvun lopulla yleisesti 6–14 µg/m³ vuosikeskiarvona. Päästövähennykset alkoivat vaikuttaa 1980-luvulla ja vuosikymmenen lopussa pitoisuuden

vuosikeskiarvot olivat enää 2–4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (kuva 2.8a). Tämän vuosikymmenen alussa pitoisuudet ovat edelleen vähentyneet, niin että vuonna 1995 Kaakkois-Suomen asemilla vuosipitoisuus oli Virolahdella 2,1 ja Punkaharjulla 2,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Samana vuonna rikkidioksidipitoisuus oli Utössä 1,2, Ähtärissä 0,8 ja Sodankylässä 1,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ilman rikkidioksidipitoisuus vaihtelee selvästi vuodenajan mukaan. Vaihtelu johtuu osittain päästöjen vuodenaikaisvaihtelusta, mutta yhtä merkittävästi meteorologisista tekijöistä, ennen kaikkea eroista vertikaalisessa sekoittumisessa eri vuodenaikoina⁷⁴. Talvikuukausina pitoisuudet ovat varsinkin sisämaassa moninkertaiset kesäkuukausiin verrattuna (kuva 2.8b). Ympäri vuoden esiintyy kuitenkin lyhytaikaisia korkeiden pitoisuuksien jaksoja, ns. episodeja³². Näiden esiintyminen riippuu ennen kaikkea ilmassan alkuperästä eli tuulten suunnasta, mutta myös muista säätekijöistä kuten sadeoloista ja ilman paikallisesta vakaudesta. Talvisin episodeja esiintyy Suomessa yleensä silloin, kun ilma on virrannut korkeapaineen länsipuolitse Keski- ja Itä-Euroopasta, missä päästöt ovat suuret. Sää on silloin Suomessa sateetonta ja suhteellisen kylmää, muttei erittäin kylmää. Tällä seikalla voi olla merkitystä luonto-vaikutuksia ajatellen.

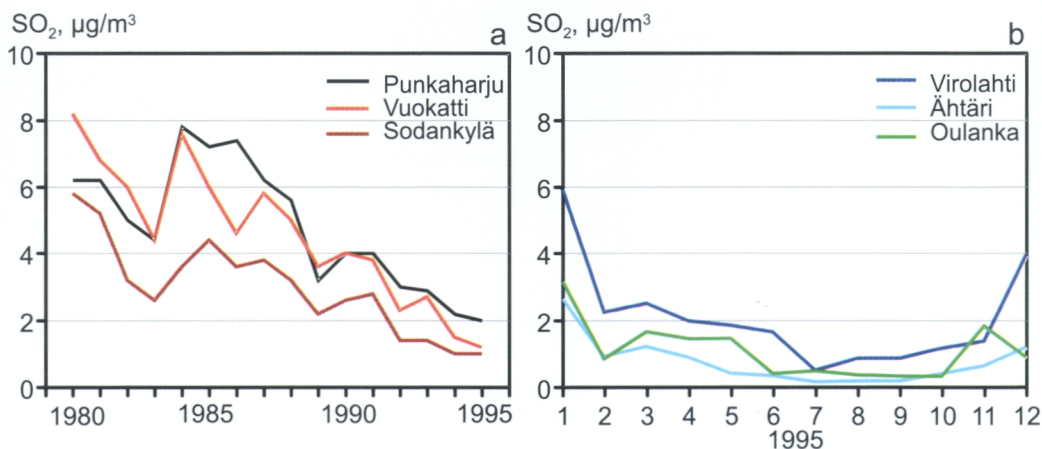
Sulfaatti

Savukaasupäästöissä on pieni osa rikistä sulfaattina (SO_4^{2-}), mutta pääosa ilman hiukasmaisesta sulfaatista muodostuu rikkidioksidista sen hapettuessa ilmassa. Sulfaattipitoisuuden väheneminen Suomen taustailmassa on ollut hitaampaa kuin rikkidioksidin väheneminen. Tämä johtuu lähinnä siitä, että sulfaattipitoisuuden vaikuttavat sellaiset kaukana sijaisevat päästöalueet, joilla päästöjen vähennykset ovat toistaiseksi olleet vähäisiä. Sulfaattipitoisuus oli 1970-luvulla vuosikeskiarvona Etelä- ja Keski-Suomessa 2,5–4,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, kun se vuonna 1995 oli Utössä 2,7, Virolahdella 3,0 ja Ähtärissä 1,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Pohjois-Suomessa pitoisuus on vain jonkin verran alempi, noin 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Koska sulfaattiaerosolia muodostuu valoisina kevät- ja kesäkuukausina nopeammin kuin pimeinä syys- ja talvikuukausina, sulfaattipitoisuuden vuodenaikaisvaihtelu on melko pientä, eikä selvää säännönmukaisuutta ole nähtävissä³².

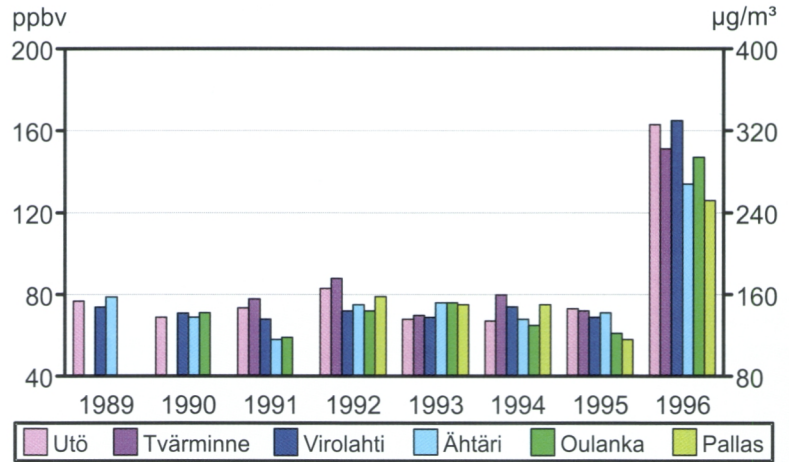
Typpidioksidi

Ilman typpidioksidipitoisuutta (NO_2) alettiin seurata vasta vuonna 1986 Utön ja vuonna 1987



Kuva 2.8. a) Rikkidioksidin vuosikeskiarvot Punkaharjulla, Vuokatissa ja Sodankylässä jaksolla 1980–1995 ja b) rikkidioksidin vuodenaikaisvaihtelu Virolahdella, Ähtärissä ja Oulankalla vuonna 1995 kuukausiarvoilla ilmaistuna.

Kuva 2.9. Otsonipitoisuuden vaihtelu jaksolla 1989–1996 ilmaistuna yhden tunnin keskiarvojen vuosimaksimilla.



Ähtärin tausta-aseilla mittaustekniikan heikon kehittyneisyyden takia.

Mittaustulokset 1980-luvun lopusta 1990-luvun puoliväliin osoittavat, ettei typpidioksidin pitoisuustaso ole sanottavasti muuttunut. Esimerkiksi Ähtäriässä keskipitoisuus oli $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuonna 1990, kun se vuonna 1995 oli $3,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (osittain puuttuvia havaintoja). Vastaavasti Kuusamon Oulangalla keskipitoisuus oli $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuonna 1990 ja $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuonna 1995. Ero vuosien 1990 ja 1995 pitoisuustasoissa saattaa heijastaa säätekijöistä aiheutuvaa vuosivaihtelua, mutta osin myös päästöjen vähenemistä.

Typpidioksidin vuodenaikaisvaihtelu on pienempi kuin rikkidioksidin. Kesäkuukausina pitoisuustaso on keskimäärin noin puolet talvi-kuukausien tasosta. Tämä vuodenaikaisvaihtelu johtuu pääosin säätekijöistä.

Kokonaisnitraatti ja kokonaisammonium

Ilmanlaadun havainto-ohjelmaan lisättiin vuonna 1989 kokonaisnitraatin (kaasumainen typpihappo ja leijuman nitraatti) sekä kokonaisammoniumin (ammoniikki ja leijuman ammonium) seuranta. Näiden komponenttien pitoisuudet olivat 1990-luvun alussa tyypinä noin $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Etelä- ja Keski-Suomessa sekä noin $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

tasolla Pohjois-Suomessa. Pitoisuudet ovat hie-
man laskeneet vuosien 1990–1995 välillä.

Otsoni

Otsoni (O_3) on ns. sekundäärinen ilmansaaste, eli otsonia ei ole päästöissä, vaan se muodostuu ilmassa muiden ilmansaasteiden, lähinnä hiilivetyjen ja typpiyhdisteiden reaktioiden kautta. Otsonia on ilmakehässä luonnostaankin, enimmäkseen korkealla stratosfäärissä (maksimi 20–25 km:n korkeudella), mutta myös lähellä maanpintaa keskimäärin $20\text{--}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ihmisen tuottama lisä vaihtelee alueittain ja on Euroopassa keskimäärin talvella noin $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mutta kesällä jopa $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ¹³. Tämän lisäksi esiintyy tilanteita, joissa pitoisuudet nousevat lähelle $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Suomessa korkeimmat otsonipitoisuudet ovat olleet $170\text{--}180 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Keväisin ja kesäisin otsonipitoisuudet ovat päiväsaikaan Pohjois-Suomessakin usein yli $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Luonnolle vahingollisena pidettävän kumulatiivisen altistussumman⁵⁶ (ns. AOT40) ylitäminen Suomessa jää kuitenkin suhteellisen vähäiseksi verrattuna tilanteeseen Keski- ja Etelä-Euroopassa (s. 96).

Otsonin pitoisuusmaksimit ovat 1990-luvun alussa vaihdelleet vuodesta toiseen. Selvää

muutossuuntaa ei kuitenkaan vielä ole havaittavissa (kuva 2.9). Pitoisuustasojen alenemista Suomessa voidaan odottaa vasta, kun typen oksidipäästöt saadaan vähenemään kaikkialla Euroopassa.

Metallipitoisuudet ja -laskeuma

Raskasmetallien kuten lyijyn, kuparin, kromin, raudan, nikkelin, vanadiinin, sinkin ja arseenin pitoisuuksia on mitattu sadevedestä vuodesta 1991 lähtien. Näin lyhyeltä ajalta ei raskasmetallien pitoisuuksien kehityssuunnista voida sanoa mitään varmaa, joskin pitoisuudet ovat yleensä olleet laskusuunnassa. Erityisesti lyijyn ja kadmiumin osalta tämä kehitys näyttää selvältä³².

Raskasmetallikuormitusta on menestyksellisesti seurattu myös sammalnäytteiden avulla (s. 55).

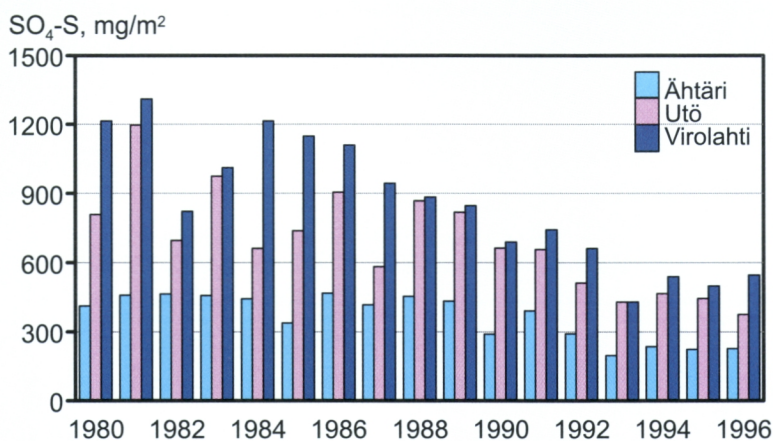
Happamoittava laskeuma

Happamoittava laskeuma koostuu rikki- ja typpilaskeumista. Rikkilaskeuma muodostuu ilmassa olevasta kaasumaisesta rikkidioksidista (SO_2) ja aerosolimuodossa olevasta sulfaattista (SO_4^{2-}) sekä pienistä määristä muita rikkioksideja (SO_x). Typpilaskeuma on peräisin ilmassa olevista kaasumaisista typen oksideista ja

hapoista (NO , NO_2 , HNO_2 ja HNO_3) sekä aerosolimuodossa olevasta nitraatista (NO_3^-) ja muista hapettuneista typpiyhdisteistä. Näistä aiheutuvaa typpilaskeumaa nimitetään typpioksidiperäiseksi typpilaskeumaksi. Typpilaskeumaan kuuluu lisäksi ns. ammoniakkiperäinen typpilaskeuma, joka on peräisin kaasumaisesta ammoniakista (NH_3) ja ammoniumaerosoleista (NH_4^+) sekä pienessä määrin muista pelkistyneistä typpiyhdisteistä.

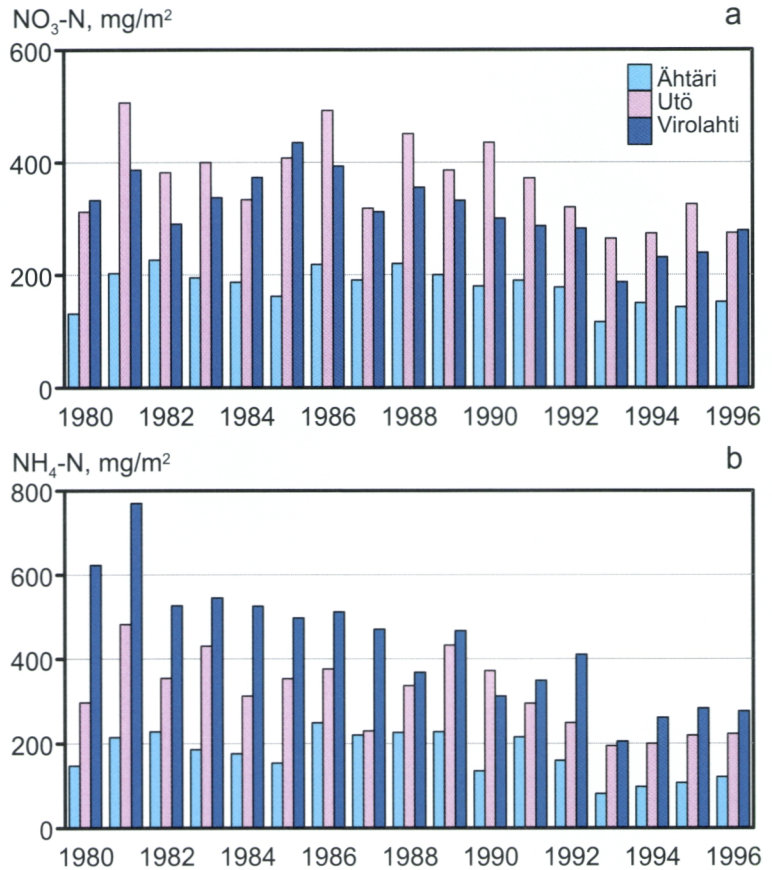
Laskeuma koostuu sateen mukana tulevasta laskeumasta, ns. märkälasseumasta ja kuivan sään aikaisesta laskeumasta eli kuivalasseumasta. Suora, painovoiman mukainen laskeuma on happamoittavien komponenttien osalta merkityksetön, koska kyseessä olevat yhdisteet ovat kaasuja tai hyvin pieniä hiukkasia. Happamoittava kuivalasseuma muodostuu siitä, että rikki- ja typpiyhdisteiden kaasumaiset molekyylit ja pienet hiukkaset kiinnittyvät alustaan ja kasvillisuuteen tai kulkeutuvat kasvillisuuteen biologisten prosessien kautta. Edellytyksenä merkittävälle kuivalasseumalle on myös, että alemmassa ilmakehässä turbulenssi eli sekoittuminen on riittävän voimakasta kuljettamaan happamoittavat aineet maanpintaan ja kasvillisuuteen. Kuivalasseumaa ei pystytä suoraan mittaamaan, vaan sen osuus laskeumassa on arvioitava malleilla.

Sateen mukana tuleva märkälasseuma voidaan helposti mitata. Märkälasseuman osuus kokonaislaskeumasta on Suomessa sekä rikillä



Kuva 2.10. Rikin märkälasseuman kehitys jaksolla 1980–1996 Ähtärissä, Utössä ja Virolahdella.

Kuva 2.11. a) Typpioksidiperäisen typen märkälasseuman ja b) ammoniakkiperäisen typen märkälasseuman kehitys jaksolla 1980–1996 Ähtärissä, Utössä ja Virolahdella.



että typellä yli puolet¹²¹. Kuivalaskeuma on kuitenkin myös merkittävä eli yli kolmannes kokonaislaskeumasta.

Rikin märkälasseuma

Rikin märkälasseuma (sulfaattirikkilaskeuma) pysyi koko 1970-luvun lähes samansuuruisena³⁹. Vuonna 1980 vuosilaskeuma oli Utössä 808, Virolahdella 1 214, Ähtärissä 412 ja Sodankylässä 310 mg/m². Rikkilaskeumamäärät vähenivät selvästi 1980-luvulla, varsinkin sen loppupuolella, ja 1990-luvun alussa. Vuonna 1995 laskeumamäärät olivat Utössä 447, Virolahdella 499, Ähtärissä 222 ja Sodankylässä 122 mg/m² eli vain noin puolet vuoden 1980 määristä (kuva 2.10).

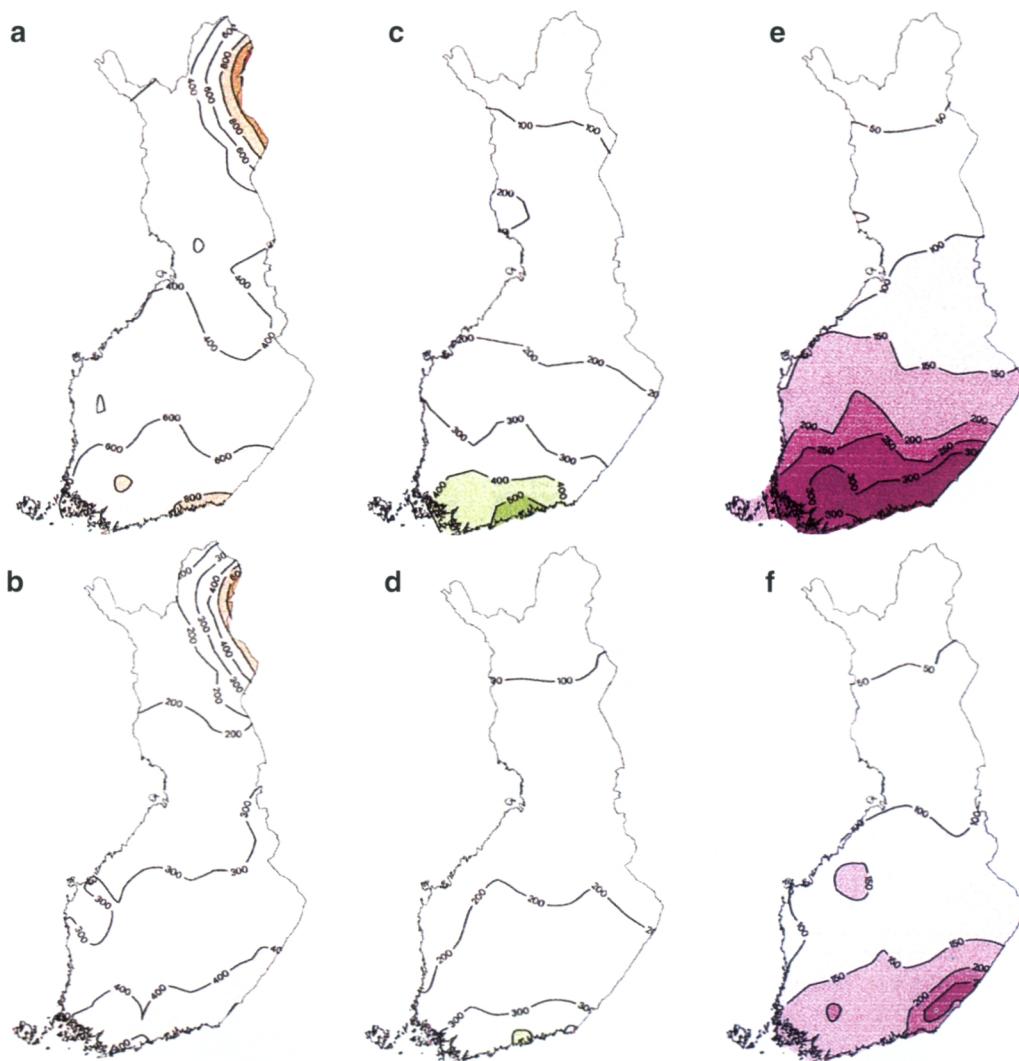
Typen märkälasseuma

Typpioksidiperäisessä typpilaskeumassa ei ole nähtävissä vastaavaa vähenemistä kuin rikkilaskeumassa. Jonkin verran sateen mukana tuleva laskeuma on kuitenkin vähentynyt 1980-luvun loppupuolelta lähtien, jolloin laskeumamäärät olivat suurimmillaan (kuva 2.11 a). Vuonna 1988 typpilaskeuma oli Utössä 451, Virolahdella 355 ja Ähtärissä 220 mg/m². Vuoteen 1995 vastaava typpilaskeuma väheni niin, että Utössä mitattiin 333, Virolahdella 240 ja Ähtärissä 143 mg/m². Väheneminen saattaa osittain olla luonnollista säätekijöiden aiheuttamaa vuosivaihtelua, mutta heijastaa myös päästöjen muutoksia. Pohjois-Suomessa typpioksidiperäinen typpilaskeuma on perinteisesti ollut pientä, alle 100 mg/m² vuodessa.

Ammoniakkiperäinen typpilaskeuma on myös vähentynyt, etenkin Kaakkois-Suomessa Virolahdella (kuva 2.11b). Syynä tähän vähenemiseen voivat olla kotieläintalouden muutokset aseman lähiseudulla. Ammoniakkiperäinen typpilaskeuma on määrältään yhtä suuri kuin typpioksidiperäinen laskeuma.

Kokonaislaskeumat

Happamoittavien aineiden kokonaislaskeumaan kuuluu märkälasseuman lisäksi myös kuivalasseuma. Sen osuutta ja näin myös kokonaislaskeumaa on arvioitu mallilaskelmin. Mallilaskelmien etuna mittauksiin nähden on, että



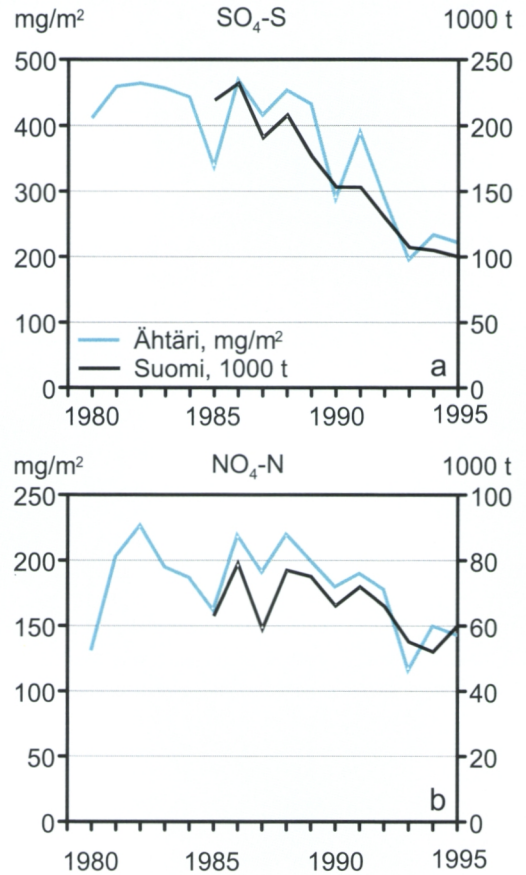
Kuva 2.12. Rikki- ja typpilaskeumat Suomessa vuosina 1990 ja 1995 arvioituna EMEP/MS-C-W mallilla. a) Vuoden 1990 rikkilaskeuma, b) vuoden 1995 rikkilaskeuma, c) vuoden 1990 typpioksidiperäinen typpilaskeuma, d) vuoden 1995 typpioksidiperäinen typpilaskeuma, e) vuoden 1990 ammoniakkiperäinen typpilaskeuma ja f) vuoden 1995 ammoniakkiperäinen typpilaskeuma.

malleilla saadaan tarkemmin arvioiduksi myös laskeuman alueellinen jakauma.

Mallilaskelmia rikki- ja typpiyhdisteiden laskeumasta on tehty koko Euroopan alueelle kansainvälisissä projekteissa. Vuoteen 1977 asti OECD:n koordinoimassa kaukokulkeutumisprojektissa LRTAP (Long Range Transport of Air Pollutants) ja vuoden 1977 jälkeen YK/ECE:n EMEP (Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe) projektissa. EMEP-projektissa mallilaskelmia tekee Oslossa, Norjan ilmatieteen laitoksessa sijaitseva arviointikeskus MSC-W (Meteorological Synthesizing Centre-West) ja Moskovassa sijaitseva vastaava itäinen keskus MSC-E. Läntinen keskus MSC-W keskittyy rikki- ja typpiyhdisteiden sekä alailmakehän otsonin mallilaskelmiin. Itäinen keskus puolestaan vastaa raskasmetallien ja pysyvien orgaanisten yhdisteiden kaukokulkeutumisen arvioimisesta. Laskelmat antavat keskimääräisiä arvoja laskeumalle 150×150 km ruudukossa. Lähiaikoina on kuitenkin tarkoitus pienentää ruutukoko 50×50 km suuruisiksi.

Kuvassa 2.12 on esitetty MSC-W keskuksen mallilla arvioidut rikki- ja typpilaskelumat Suomessa vuosina 1990 ja 1995. MSC-W:n mallilaskelmat on tehty 150×150 km ruutukokoon. Kuvaa 2.12 varten MSC-W:n mallitulokset on interpoloitu 50×50 km ruudukkoon käyttäen hyväksi Etelä- ja Keski-Suomelle suomalaisella FINOX mallilla²⁷ tehtyjä laskelmia. MSC-W:n mallilaskelmat antavat jonkin verran pienempiä laskeumamääriä kuin Suomessa tehdyt mallilaskelmat. Erityisesti typpilaskueuman osalta MSC-W:n laskelmat ovat Suomen alueella myös mittauksiin nähden liian alhaisia. Kuvan 2.12 vertailut vuosien 1990 ja 1995 välillä tuovat kuitenkin hyvin esiin laskeumamäärien vähenemisen, joka on nähtävissä myös mittauksista.

Vuosien mittaan laskentamallit ovat muuttuneet ja menneille vuosille käytetyt päästöarvot tarkentuneet. Siksi mallilaskelmien pohjalta on vaikeata tehdä päätelmiä pitemmän ajan laskeumamäärien kehityksestä. Luotettavim-



Kuva 2.13. a) Rikkilaskeuman märkäosuuden kehitys jaksolla 1980–1995 Ähtärissä ja Suomen kokonaisrikkilaskeuman kehitys 1985–1994 ja b) typpioksidiperäisen typpilaskueuman märkäosuuden kehitys jaksolla 1980–1995 Ähtärissä ja Suomen kokonaistyppilaskueuman kehitys jaksolla 1985–1995.

man kuvan siitä antavat märkälaskueuman mittaustulokset. Vaikka kuivalaskeuman osuus vaihtelee jossain määrin vuodesta toiseen säätekijöistä ja myös päästöjen sijaintien muutoksista johtuen, voidaan kuitenkin olettaa, että kokonaislaskeuman kehitys noudattaa melko hyvin märkälaskueumaosuuden kehitystä. Tätä oletusta käyttäen voidaan päätellä, että rikkilaskeuma on vähentynyt merkittävästi 1980-luvun alusta lähtien ja että typpioksidiperäinen typpilaskueuma on pysynyt suhteellisen vakaina koko 1980-luvun (kuva 2.13). Vasta 1990-luvulla typenlaskeuma on hiukan vähentynyt.

PASSIIVIKERÄIMET ILMANLAADUN SEURANNASSA

Hannu Raitio ja Päivi Merilä

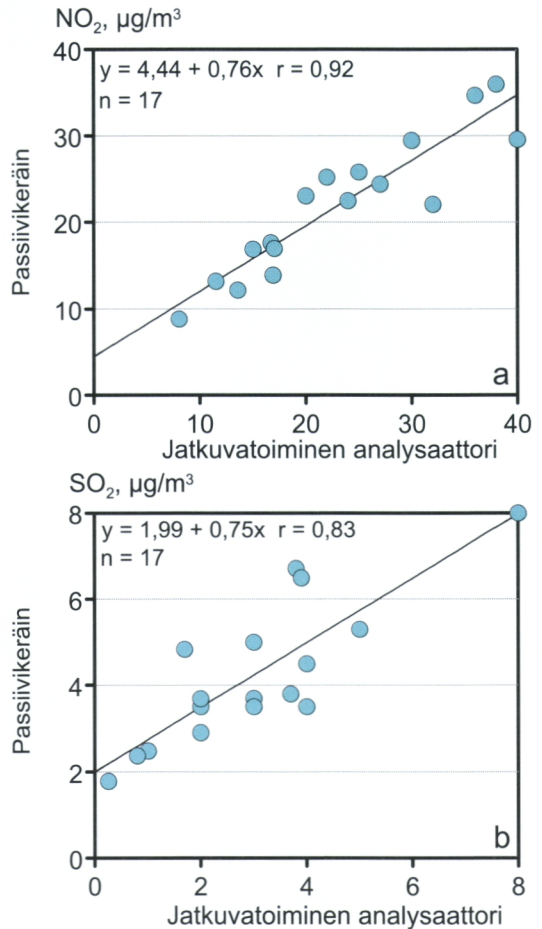
Rutiiniluonteisissa mittauksissa tarvitaan menetelmää, jolla saadaan riittävä kuva ilman laadusta mahdollisimman alhaisin kustannuksin. Tällaisissa tilanteissa voidaan kalliiden jatkuvatoimisten analyysilaitteiden sijasta käyttää ns. passiivikeräimiä^{3,10,22}. Ensimmäiset passiivikeräimet kehitettiin ilman vesihöyry- ja rikkidioksidipitoisuuksien mittaamiseen sisätiloissa⁷⁸. Sittenkin keräimiä on kehitetty mm. ammoniumin^{58,98}, typen ja rikin oksidien¹⁷ sekä otsonin^{21,131} mittaamiseksi. Pienen koon ja halvan hinnan lisäksi passiivikeräimien etuna on, että ne ovat äänettämiä eivätkä vaadi toimiakseen sähköä.

Passiivikeräimien toiminta perustuu yleensä kaasujen diffuusioon eli tutkittava kaasu kulkeutuu keräimeen passiivisesti liikkumattoman ilmakehroksen läpi laskevan pitoisuusgradientin suuntaisesti. Mitattava kaasu kerätään joko kiinteässä muodossa olevaan sorbenttiin tai suodattimeen, joka on kyllästetty vesiliukoisella yhdisteellä. Mitattava kaasu reagoi mahdollisimman täydellisesti sen kanssa. Luotettavien tulosten saavuttamiseksi keräimeen pidätyneen kaasumäärän tulee olla verrannollinen mitattavan kaasun pitoisuuteen ympäröivässä ilmassa. Esimerkiksi otsonikeräimen suodatin on päällystetty tummansinisellä indigokarmiiniväriä, joka hajoaa otsonin vaikutuksesta²¹. Väriin muutos on suorassa suhteessa otsoniannokseen, joka riippuu ilman otsonipitoisuudesta ja altistusajasta. Tällä menetelmällä saatu tulos kuvaa mittausjakson keskimääräisen tilanteen.

Passiivikeräimien käyttöön liittyviä ongelmia ovat esimerkiksi käytettävän sorbentin kyllästymisen ja muiden epäpuhtauksien aiheuttamat häiriöt keräisy-yhdisteen tehokkuuteen⁹¹. Tosin niistä ei välttämättä perinteisikään menetelmiä käytettäessä.

Passiivikeräimiä käytettiin ilman rikki- ja typpidioksidimittauksissa tausta-alueilla sekä Vaasassa, jossa voitiin verrata passiivikeräimen ja jatkuvatoimisen mittauslaitteen tuloksia⁶⁴. Mittaukset tehtiin kuukauden jaksoissa 15.7.1993-17.1.1995. Tausta-alueiden mittaukset tehtiin samanaikaisesti kahdella passiivikeräimellä, joiden tulosten välinen variaatiokerroin oli typpidioksidimittauksissa 5,4 % ja rikkidioksidimittauksissa 5,8 % (n = 51). Vaasassa tehtyjen vertailumittausten mukaan passiivikeräimet ovat varsin luotettavia keskimääräisen ilmanlaadun selvittämiseksi (kuva 2.14). Jatkuvatoimisen analyysilaitteen ja passiivikeräimillä saatujen tulosten välinen korrelaatio oli typpidioksidimittauk-

sisssa 0,92 ja rikkidioksidimittauksissa 0,83. Vertailu ei kuitenkaan ole yleistävissä, sillä Vaasassa ilman rikkidioksidipitoisuus oli useimmiten jatkuvatoimisen analyysilaitteen mittausalueen alarajalla, mikä vaikuttaa laitteen mittauksien tarkkuuteen. Toisaalta typpidioksidipitoisuudet olivat kaupungissa huomattavasti korkeammat kuin tausta-alueella, minkä vuoksi ei saatu käsitystä mittauksien luotettavuudesta alhaisilla pitoisuustasoilla.



Kuva 2.14. a) Jatkuvatoimisen typpidioksidianalyysilaitteen ja passiivikeräimien sekä b) jatkuvatoimisen rikkidioksidianalyysilaitteen ja passiivikeräimien tulosten vertailu Vaasassa (n = 17).

Raskasmetallikuormitus

Eero Kubin, Harri Lippo ja Jarmo Poikolainen

Bioindikaattorit

Yleiset metsäsammalet, metsäkerrossammal ja seinäsammal (kuva 2.15), soveltuvat erityisen hyvin raskasmetallikartoitukseen, sillä ne ottavat pääosan ravinteista suoraan sadevedestä ja pintaansa kiinnittyneistä hiukkasista. Tiheäkasvuisina lajeina ne lisäksi suodattavat suuria ilmamääriä keräten samalla tehokkaasti ilman epäpuhtauksia. Sammaltekniikkaa on käytetty useissa alueellisissa ja kansallisissa raskasmetallikartoituksissa^{70, 108, 66, 92}.

Puiden rungoilla yleisesti kasvavaa sormipaisukarvejäkälää on myös usein käytetty laskeumatutkimuksissa^{79, 113, 132, 48, 49}, koska se ottaa ravinteensa kuiva- ja märkälasseumista keräten samalla mm. raskasmetalleja. Lisäksi sormipaisukarvejäkäleä on, toisin kuin naava-maiset jäkälät, kestävä ilman epäpuhtauksia vastaan⁷⁶, joten se soveltuu laskeuman kuvaamiseen sekä päästölähteiden lähellä että tausta-alueilla²³.

Puiden kaarnan happamuus vaikuttaa rungoilla ja oksilla esiintyvien epifyyttijäkälän yleisyyteen⁴. Kaarnan käyttö bioindikaattorina laajeni, kun todettiin, että kaarnan pH-arvon ja ilman rikkidioksidipitoisuuden välillä on korrelaatio^{107, 20}. Myös lehti- ja havupuiden kaarnan sähkönjohtokykyä on pidetty hyvänä rikkikuormituksen indikaattorina^{31, 44, 80, 81}. Kaarnaa on käytetty liikenteen^{57, 65} ja teollisuuden¹¹² raskasmetallipäästöjen kartoituksissa.

Raskasmetallikuormitusta on kartoitettu Suomessa valtakunnallisesti metsäsammalten, jäkälän ja kaarnan avulla^{94, 93, 61, 50}. Seuraavassa tarkastellaan raskasmetallien päästölähteitä, päästöjen vaikutusalueita sekä laskeuman ajallisia muutoksia vuosina 1985, 1990 ja 1995 kerättyjen sammalnäytteiden raskasmetallipitoisuuksiin perustuvien karttojen avulla.

Sammalnäytteet kerättiin VMI:n pysyviltä näytealoilta (taulukko 2.3). Ensimmäisenä sammallajina kerättiin metsäkerrossammalta ja sen



Kuva 2.15. Yleisinä esiintyvät seinäsammal (vas.) ja metsäkerrossammal soveltuvat hyvin bioindikaattoreiksi. Kuva E. Oksanen.

puuttuessa seinäsammalta. Kemialliseen analyysiin otettiin keruuvuotta edeltäneen kolmen vuoden aikana kasvaneet osat. Näytteenotto, esikäsittely ja kemiallinen analysointi tehtiin pohjoismaisten ohjeiden mukaisesti^{94, 61, 62}. Sammalnäytteiden arseeni- ja elohopeapitoisuudet määritettiin vain vuonna 1995 kerättyistä näytteistä.

Taulukko 2.3. Sammalnäytteiden ja näytealarypäiden lukumäärät. Karttoihin on käytetty niiden rypäiden (914 kpl) tietoja, joilta on otettu näytteet kaikilla näytteenottokerroilla.

Näytteenotto	Kerrossammal	Seinäsammal	Rypäitä,
	Näytteitä, kpl		kpl
1985-1986	903	1608	952
1990-1991	1116	1256	976
1995	729	1054	970*

*) Arseenimääritykset 274 näytteestä.

Sammalten raskasmetallipitoisuudet

Kadmium

Kadmium (Cd) on peräisin pääasiassa kaivos- ja metalliteollisuudesta, fossiilisista polttoaineista, jätteiden poltto- ja käsittelylaitoksista sekä fosforilannoitteista. Lisäksi Keski-Euroopan tiheään asutuilta ja voimakkaasti teollistuneilta alueilta tulevalla kaukokulkeumalla on huomattava osuus kadmiumlaskeumassa. Kadmium on myrkyllistä kaikille organismeille ja kerääntymisensä takia kadmiumin käyttöä on tarkasti säädelty.

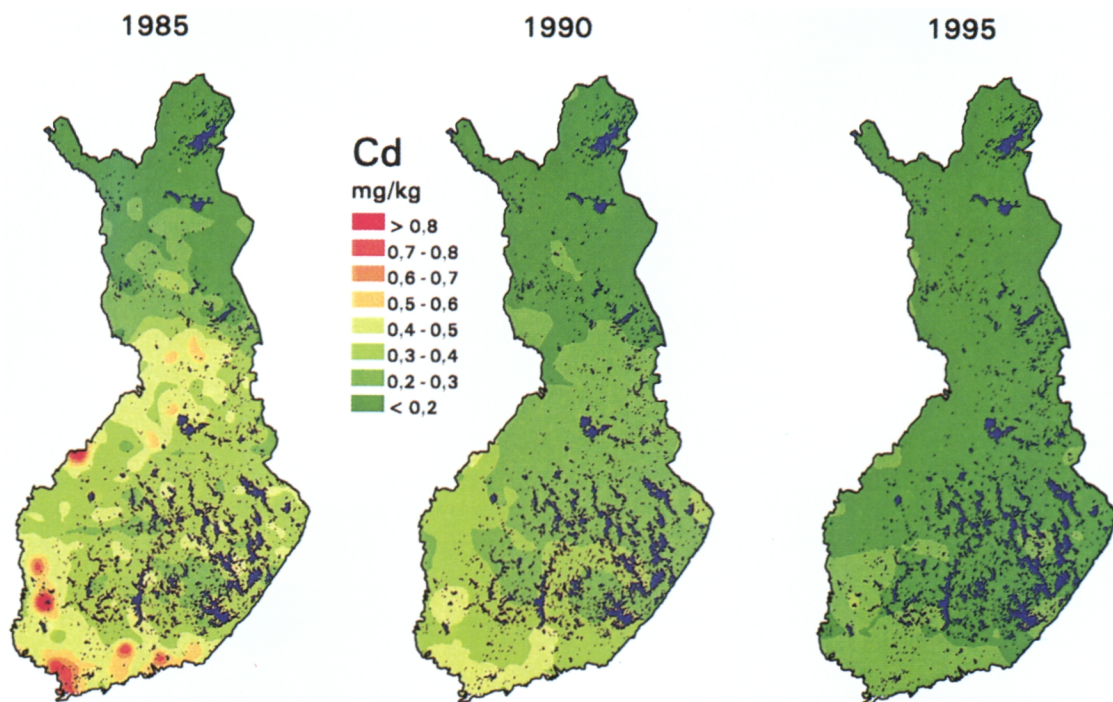
Kymmenvuotisen tarkastelukauden aikana sammalten kadmiumpitoisuus on alentunut keskimäärin 51 % (kuva 2.16). Metalliteollisuuden ja energiantuotannon päästöt ovat pienentyneet, ja lisäksi lannoitteissa on siirrytty kadmiumia epäpuhtautena sisältäneistä ulko-

maisista raaka-aineista puhtaampiin kotimaisiin raaka-aineisiin. Sammalnäytteiden korkeimmat kadmiumpitoisuudet ovat Harjavalan ja Kokkolan ympäristöissä sekä Etelä-Suomen rannikkoseudulla. Laskeumassa on aleneva suunta etelästä pohjoiseen siirryttäessä. Pienimpien pitoisuuksien tausta-alueeseen vuonna 1995 kuuluivat Pohjois-Suomen lisäksi laajat alueet Keski- ja Itä-Suomea.

Kromi

Kromin (Cr) päästölähteitä ovat mm. rauta- ja terästeollisuus sekä kivihiilen käyttö polttoaineena. Kromin haitallisuus riippuu hapetusasteesta, sillä Cr(III) on haitallista ja Cr(VI) aiheuttaa syöpää ja on myrkyllinen organismeille. Cr(VI) muuttuu kuitenkin maaperään joututtuaan nopeasti Cr(III):ksi.

Sammalten kromipitoisuus on tutkimusjakson aikana pysynyt keskimäärin samalla tasolla (kuva 2.17). Korkeimmat pitoisuudet ovat



Kuva 2.16. Sammalnäytteiden kadmiumpitoisuudet vuosina 1985, 1990 ja 1995.

esiintyneet Tornion ympäristössä, mutta tutkimusjakson aikana ne ovat kuitenkin selvästi pienentyneet. Tausta-alueeseen vuonna 1995 kuuluivat Pohjois-Lapin lisäksi laajat alueet Keski- ja Itä-Suomea.

Kupari

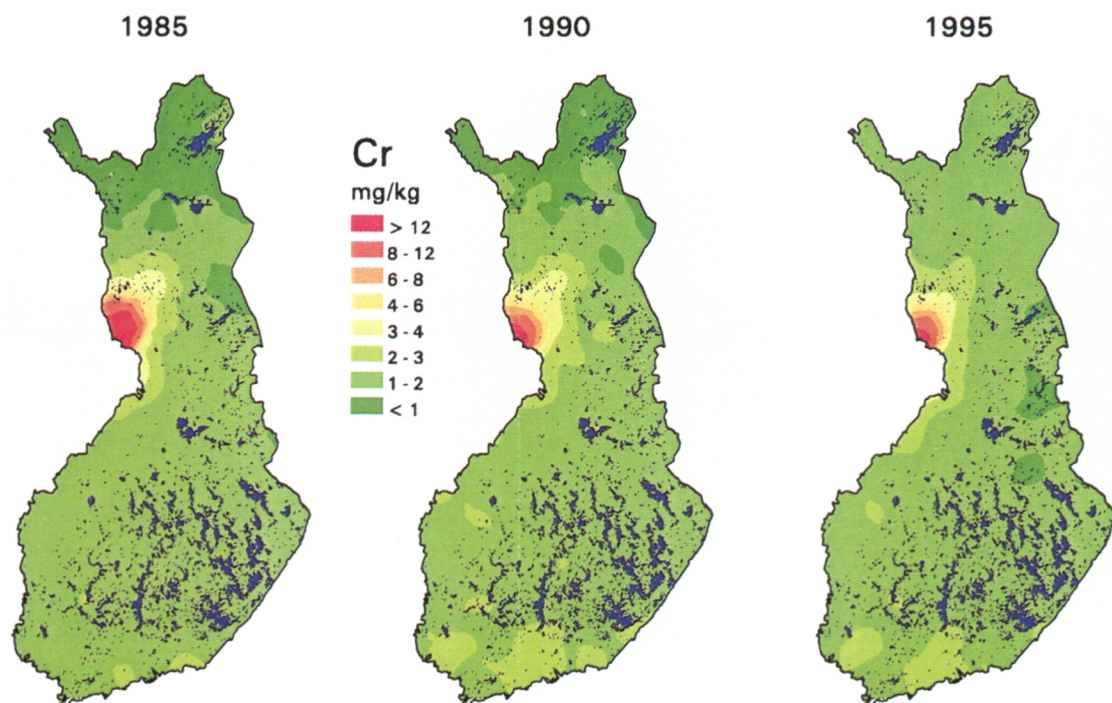
Kuparin (Cu) huomattavin päästölähde on metalliteollisuus. Kupari on tärkeä hivenravinne kaikille organismeille, mutta korkeina pitoisuuksina se on haitallista nisäkkäille ja myrkyllistä varsinkin sienille ja leville.

Sammalten kuparipitoisuus on pienentynyt keskimäärin 12 % vuosina 1985–1995 (kuva 2.18). Kuparipitoisuudet ovat olleet korkeimpia Harjavallan ympäristössä, mutta tutkimusjakson aikana niiden taso on laskenut. Myös Itä-Lapissa on mitattu korkeita kuparipitoisuuksia tason pysyessä muuttumattomana. Tausta-alueeseen vuonna 1995 kuuluivat Länsi-Lapin lisäksi laajat alueet Itä-Suomea.

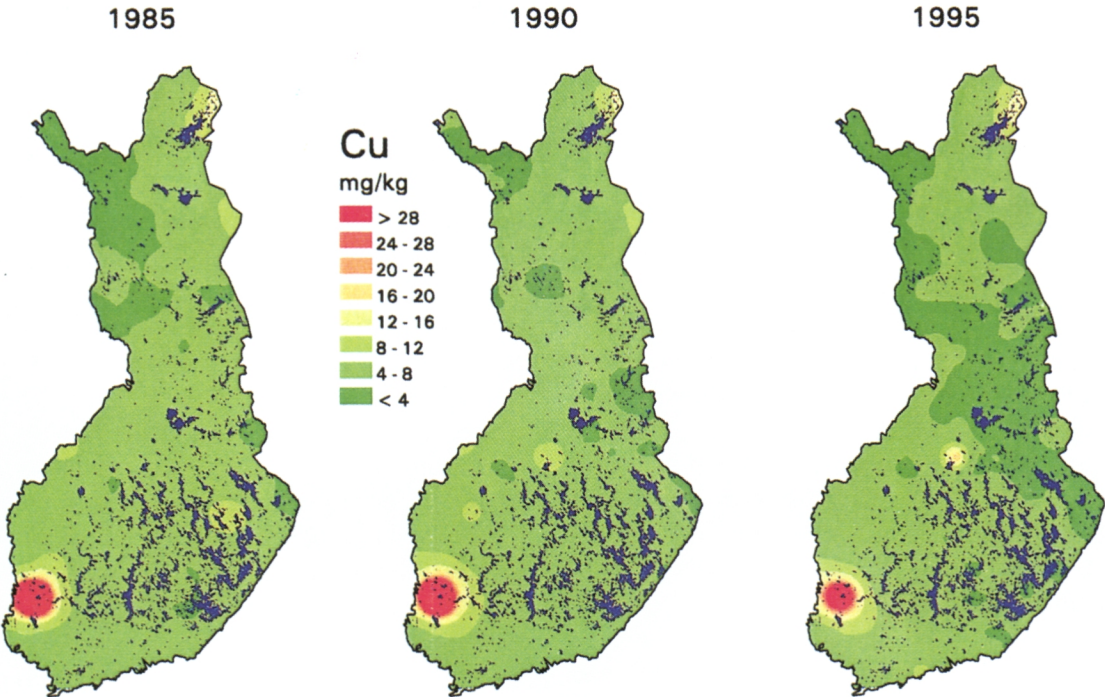
Lyijy

Lyijyä (Pb) leviää elinympäristöön ensisijaisesti liikenteen ja metalliteollisuuden päästöistä, minkä lisäksi kaukokulkeuma vaikuttaa huomattavasti lyijylaskeumaan. Nisäkkäille lyijy on kerääntymisensä takia haitallista, ja liukoisessa muodossa se on myrkyllistä useimmille organismeille.

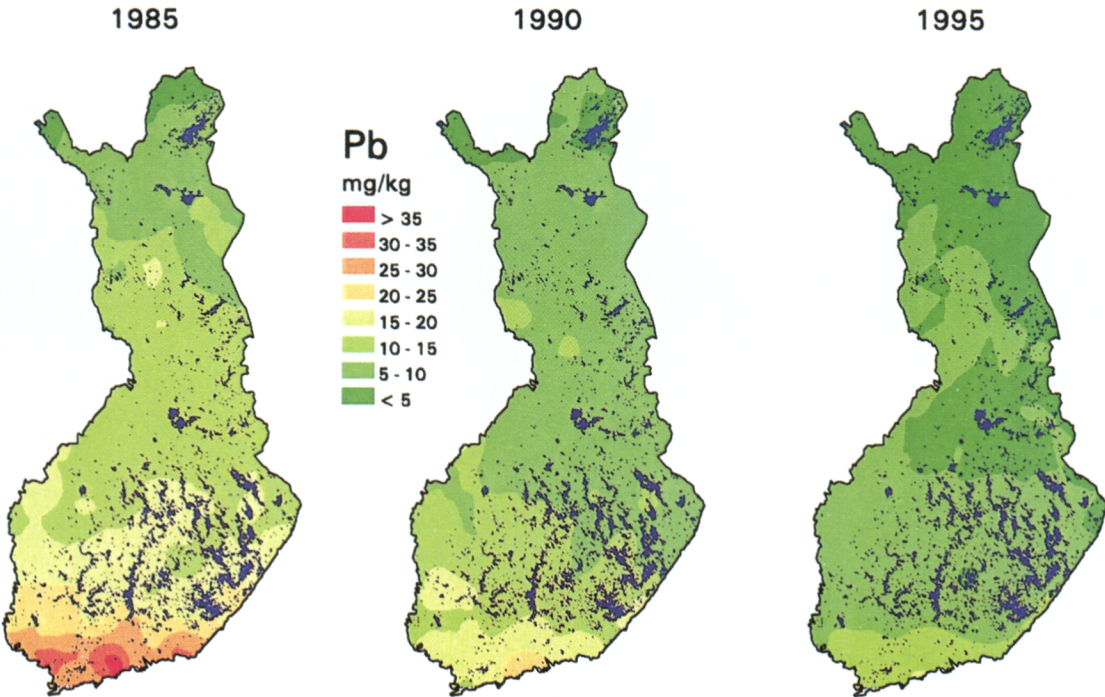
Sammalten lyijypitoisuus on pienentynyt tarkastelujakson aikana keskimäärin 60 % (kuva 2.19). Lyijyn kuormitus on laskenut lyijyttömään bensiiniin siirtymisen ansiosta. Myös metalliteollisuuden ja energiantuotannon päästöt ovat pienentyneet. Sammalten lyijypitoisuudet ovat olleet korkeimpia Harjavallan ympäristössä ja Etelä-Suomen rannikkoseudulla, mutta tutkimusjakson aikana taso on selvästi alentunut. Lyijypitoisuuksissa on selvästi laskeva suunta etelästä pohjoiseen siirryttäessä. Tausta-alueeseen vuonna 1995 kuuluivat Pohjois-Suomen lisäksi laajat alueet Keski- ja Itä-Suomea.



Kuva 2.17. Sammalnäytteiden kromipitoisuudet vuosina 1985, 1990 ja 1995.



Kuva 2.18. Sammalnäytteiden kuparipitoisuudet vuosina 1985, 1990 ja 1995.



Kuva 2.19. Sammalnäytteiden lyijypitoisuudet vuosina 1985, 1990 ja 1995.

Nikkeli

Nikkelin (Ni) päästölähteitä ovat terästeollisuus, sulatot ja energiatuotanto. Nikkeli voi aiheuttaa syöpää, ja se on myrkyllistä useimmille kasveille ja sienille.

Sammalten nikkelpitoisuus on pienentynyt keskimäärin 13 % vuosina 1985–1995 (kuva 2.20). Korkeimmat pitoisuudet on todettu Harjavallan ja Nivalan ympäristöissä, mutta tutkimusjakson aikana niiden taso on selvästi laskenut. Myös Itä-Lapissa on esiintynyt korkeita nikkelpitoisuuksia, joiden taso on pysynyt muuttumattomana tarkastelujakson ajan. Tausta-alueeseen vuonna 1995 kuului Länsi-Lapin lisäksi Keski- ja Itä-Suomi.

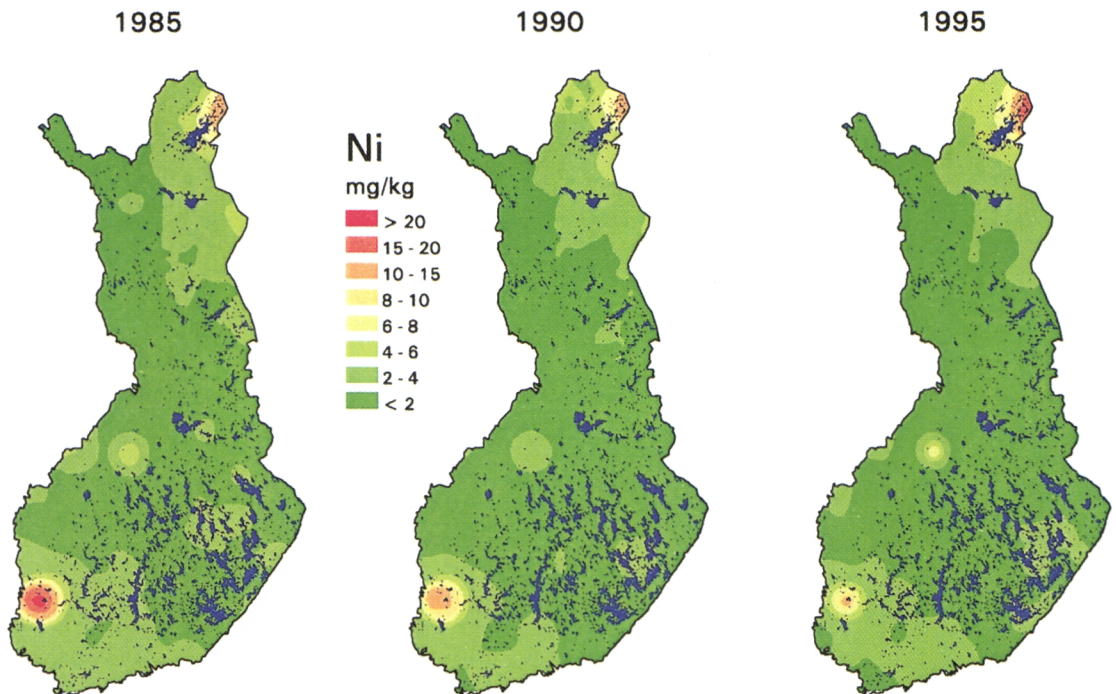
Rauta

Raudan (Fe) päästölähteitä ovat mm. rauta- ja terästeollisuus sekä kaivostoiminta, mutta sen pitoisuuksiin vaikuttaa myös maapöly. Rauta

on kasveille välttämätön alkuaine, ja korkeinkin pitoisuuksina sen haitallisuus on vähäistä. Sammalten rautapitoisuus on pienentynyt keskimäärin 13 % tarkastelujakson aikana. Korkeimmat rautapitoisuudet on tavattu Raahen ympäristössä. Pitoisuuksissa on havaittavissa laskeva suunta Etelä-Suomesta pohjoiseen. Tausta-alueeseen kuuluivat Pohjois-Suomi ja laajat alueet Itä-Suomea.

Sinkki

Sinkin (Zn) yleisin päästölähde on metalliteollisuus. Sinkki on välttämätön alkuaine kaikille organismeille, ja se on haitallista vain korkeina pitoisuuksina. Sinkkilaskeuma on pysynyt jokseenkin muuttumattomana. Sammalten korkeimmat sinkkipitoisuudet ilmenivät Kokkolan ja Imatran ympäristöissä. Tausta-alueeseen vuonna 1995 kuului Keski-Lapin lisäksi suuri osa Itä-Suomea.



Kuva 2.20. Sammalnäytteiden nikkelpitoisuudet vuosina 1985, 1990 ja 1995.

Vanadiini

Vanadiinin (V) päästölähteitä ovat öljynjalostusteollisuus ja raskaan polttoöljyn käyttö. Vanadiini on myrkyllistä, mutta se on yleensä vahvasti sitoutuneena maaperään, eikä siten ole kasvien saatavilla.

Sammalten vanadiinipitoisuudet ovat keskimäärin puolittuneet tarkastelujakson aikana (kuva 2.21). Päästöt ovat pienentyneet etenkin öljynjalostuksessa, jossa energianlähteenä on siirrytty käyttämään maakaasua. Korkeimmat vanadiinipitoisuudet tavattiin Porvoon, Naantalın ja Raahen ympäristöissä, mutta tutkimusjakson aikana niiden taso on selvästi laskenut. Pitoisuuksissa on laskeva suunta etelästä pohjoiseen. Tausta-alueeseen vuonna 1995 kuuluivat Pohjois-Suomen lisäksi laajat alueet Keski- ja Itä-Suomea.

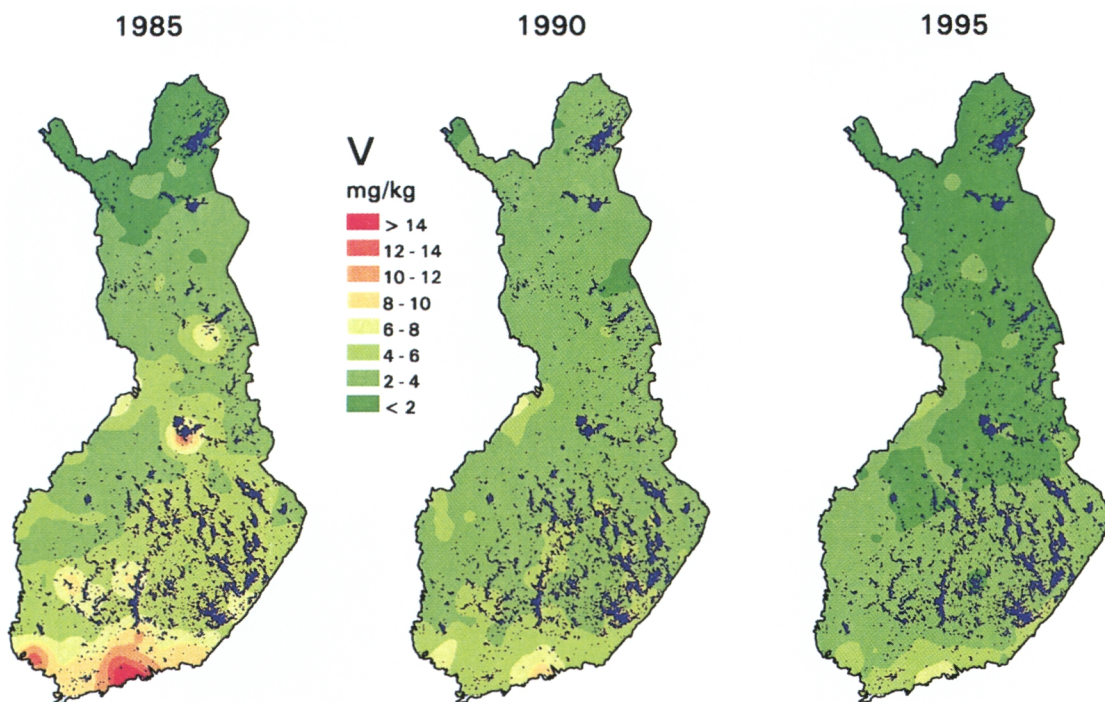
Arseeni

Arseenia (As) pääsee elinympäristöön metalliteollisuudesta ja energiatuotannosta. Arseeni aiheuttaa syöpää ja se on myrkyllinen nisäkkäille ja haitallinen kasveille.

Korkeimmat arseenipitoisuudet vuonna 1995 tavattiin Kokkolan ympäristössä sekä Etelä-Suomen rannikkoseudulla (kuva 2.22a). Pitoisuuksissa on laskeva suunta etelästä pohjoiseen. Tausta-alueeseen kuuluivat Länsi-Lappi ja laajat alueet Itä-Suomea.

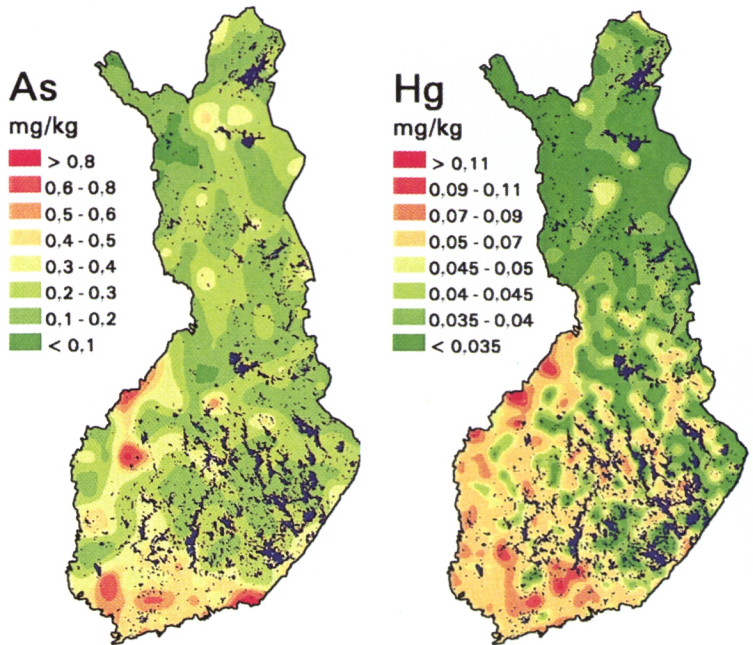
Elohopea

Elohopeaa (Hg) vapautuu elinympäristöön sekä luontaisesti maaperästä että ihmisen toiminnosta. Suomessa huomattavimpia päästölähteitä ovat metalliteollisuus ja kivihiiltä tai turvetta polttoaineena käyttävät voimalaitokset. Paperiteollisuuden elohopeapäästöt ovat viime vuosina huomattavasti pienentyneet sellun valkaisuavan muuttumisen seurauksena.



Kuva 2.21. Sammalnäytteiden vanadiinipitoisuudet vuosina 1985, 1990 ja 1995.

Kuva 2.22. Sammalnäytteiden a) arseeni ja b) elohopeapitoisuudet vuonna 1995.



Lisäksi kaukokulkeumalla on huomattava osuus elohopealaskemuassa.

Sammalten elohopeapitoisuudet määritettiin koko maan kattavasti ensimmäisen kerran vuonna 1995. Korkeimmat pitoisuudet esiintyivät Riihimäen ja Kokkolan ympäristöissä (kuva 2.22b). Elohopeapitoisuudet laskivat selvästi pohjoista kohti. Tausta-alueeseen kuului Länsi-Lappi.

Yleistilanne

Suomessa sijaitsevat raskasmetallien päästölähteet aiheuttavat lähinnä paikallisesti kohonneita pitoisuuksia. Harjavallan ympäristön sammalnäytteistä mitattiin korkeita kupari- ja nikkelpitoisuuksia ja kohonneita kadmium- ja lyijypitoisuuksia etenkin vuoden 1985 tutkimuksessa, mutta näiden raskasmetallien pitoisuudet ovat laskeneet tutkimusjakson aikana. Tornion ympäristön kromipitoisuudet ovat myös selvästi alentuneet vuoden 1985 korkeasta tasosta. Kohonneita vanadiinipitoisuuksia ilmeni Raahan rautatehtaiden sekä Porvoon ja Naan-

talın öljynjalostamojen ympäristössä etenkin vuoden 1985 tutkimuksessa, mutta myös nämä pitoisuudet ovat laskeneet tutkimusjakson aikana. Kokkolan ympäristön sammalnäytteistä mitattiin etenkin tutkimusjakson alkupuolella kohonneita kadmium- ja sinkkipitoisuuksia ja vuoden 1995 tutkimuksessa kohonneita arseeni- ja elohopeapitoisuuksia. Imatran ympäristön sammalnäytteiden sinkkipitoisuudet ovat olleet keskimääräistä korkeampia.

Kuolan niemimaalla sijaitsevien Montšegorskin ja Nikelin metallisulattojen päästöt ilmenivät Itä-Lapin sammalnäytteiden kohonneina kupari- ja nikkelpitoisuuksina. Tutkimusjakson aikana niissä ei havaittu alenevaa suuntaa. Kaukokulkeuma Keski- ja Itä-Euroopan tiheään asutuilta ja voimakkaasti teollistuneilta alueilta on kohottanut etenkin kadmium-, lyijy- ja vanadiinipitoisuuksia.

Sammalnäytteiden raskasmetallipitoisuuksien pieneneminen tutkimusjakson aikana osoittaa, että tekniikan kehittyminen ja tiukentunut lainsäädäntö ovat selvästi vähentäneet raskasmetallilaskemuuta Suomessa vuodesta 1985 vuoteen 1995.

SAMMALET, JÄKÄLÄT JA KAARNA RASKASMETALLILASKEUMAN INDIKAATTOREINA

Eero Kubin, Harri Lippo ja Jarmo Poikolainen

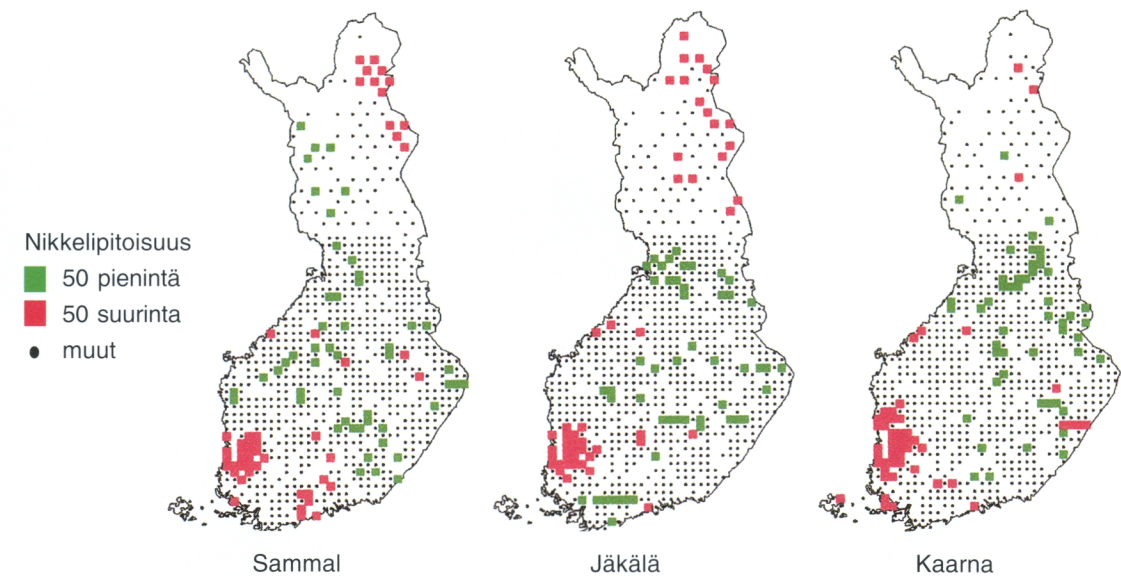
Ilman epäpuhtauksien leviämisen ja vaikutusten arviointiin on yleisesti käytetty erilaisia bioindikaattoreita, ennen kaikkea kasveja. Erityisen sopivia tähän tarkoitukseen ovat sammalet ja jäkälät, koska ne saavat ravinteensa sadevedestä ja ilmavirtausten mukana kulkevasta laskeumasta. Samalla niihin kertyy ilman epäpuhtauksia kuten rikkiä ja raskasmetalleja. Eri kasvilajien arvo bioindikaattoreina riippuu kerääntymisherkyyden lisäksi myös siitä, miten hyvin niistä mitatut pitoisuudet vastaavat ilman epäpuhtauksien laskeumaa.

Sammalten (metsäkerrossammal ja seinäsammal), jäkälän (sormipaisukarve) ja männyn kaarnan soveltuvuutta raskasmetallilaskeuman kartoitukseen tutkittiin valtakunnallisesti VML:n pysyviltä näytealoilta vuonna 1985 kerätyistä näytteistä. Vertailuun otettiin mukaan vain ne näytealat, joilta saatiin kaikki kolme bioindikaattorilajia. Näytteet analysoitiin samalla tavalla, jotta lajien välinen vertailtavuus olisi mahdollisimman hyvä.

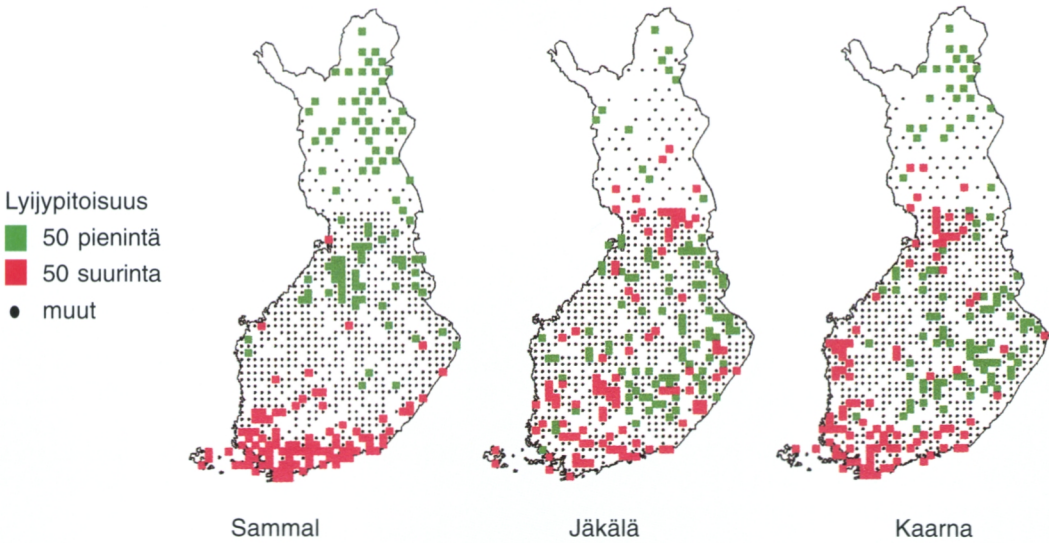
Kaikilla kolmella bioindikaattorilla saatiin raskasmetallilaskeumasta pääpiirteissään samanlainen tulos. Suurimmat päästölähteet erottuivat selvästi

sekä sammalten, jäkälän että kaarnan avulla. Esimerkiksi Harjavallan ja Kuolan nikkeli- ja kuparilaskeumat ilmenivät selvästi kaikilla bioindikaattoreilla (kuva 2.23). Samoin kaikkien bioindikaattorien lyijypitoisuudet olivat korkeimmat eteläisimmässä Suomessa ja vähenivät vähitellen pohjoista kohti (kuva 2.24). Varsinkin sammalten lyijypitoisuudet korreloivat hyvin 1980-luvun puolivälin liikennetiheyksien kanssa. Tuolloin autoissa käytettiin vielä lyijyä bensiinin lisäaineena.

Bioindikaattorien välillä havaittiin kuitenkin myös selviä eroja. Jäkälän ja sammalten raskasmetallipitoisuudet olivat yleensä selvästi korkeammat kuin männyn kaarnan (kuva 2.25). Sammalten pitoisuudet olivat jonkin verran pienemmät kuin jäkälän. Ero kaarnan ja kahden muun bioindikaattorin välillä johtuu ennen kaikkea raskasmetallien kerääntymisavoista. Sammalissa ja jäkälässä kertyminen liittyy läheisesti niiden aineenvaihduntaan ja kerääntymistä voidaan pitää osittain aktiivisena. Sen sijaan kaarnaan raskasmetalleja kertyy lähinnä passiivisesti, joskin kaarnan pintaosissa tapahtuvat kemialliset prosessit saattavat edistää kerääntymistä.



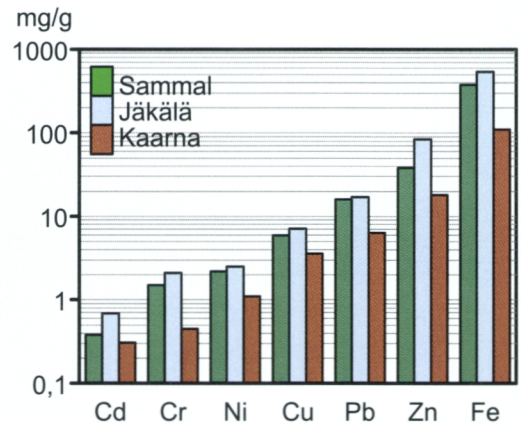
Kuva 2.23. Sammalen, jäkälän ja kaarnan nikkelpitoisuudet ryväsikohtaisina keskiarvoina.



Kuva 2.24. Sammalen, jäkälän ja kaarnan lyijypitoisuudet ryväsikohtaisina keskiarvoina.

Eroja aiheuttaa myös siitä, että sammalet ovat talvella suojassa lumen alla, kun taas kaarna ja jäkälät ovat alttiina laskeumalle ympäri vuoden. On myös huomattava, että sammalten avulla saatu tulos kuvaa kolmen keräystä edeltäneen vuoden laskeumaa. Jäkälät ja varsinkin männyn kaarna antavat sen sijaan tietoa huomattavasti pitemmältä ajanjaksoilta.

Erot kerääntymistavoissa ja bioindikaattorin laadussa näkyvät tuloksissa. Tausta-alueilla, missä pitoisuudet olivat pienimmät, alueelliset erot tulivat selvimmän esille jäkälän avulla. Sammalilla laskeuman erot ilmenivät lähes yhtä hyvin. Yksittäiset päästölähteiden vaikutusalueet näkyivät kuitenkin selvimmän sammalilla. Kaarnalla raskasmetallilaskeuman alueelliset erot alhaisemmista pitoisuuksista johtuen eivät tulleet esiin yhtä selvästi. Onkin todettava, että eri bioindikaattoreiden käyttökelpoisuus raskasmetallikartoituksissa riippuu tutkimuksen tavoitteista. Sammalet ovat näistä kolmesta bioindikaattorista soveliaimpia määrääjain toistettaviin kartoituksiin, koska niillä pitoisuudet keräystavasta johtuen edustavat selvästi tietyn ajanjakson laskeumaa.



Kuva 2.25. Sammalen, jäkälän ja kaarnan keskimääräisiä raskasmetallipitoisuuksia VMI:n pysyviltä näytealoilta vuosina 1985-1986 kerätyn aineiston mukaan.

MAAPERÄTEKIJÄT

Pekka Tamminen

Maaperä

Maaperä muodostaa ilmaston kanssa metsäekosysteemin perustan. Se vaikuttaa ratkaisevasti mm. kasvien veden ja ravinteiden sekä juuriston hapen saantiin. Mitä hienompaa maa-aines on sitä enemmän se pystyy sitomaan vettä ja ravinteita, mutta toisaalta hienojakoisimmissa maalajeissa juurten hapen saanti vaikeutuu. Maan orgaaninen aine, sekä erillisenä kerroksena kivennäismaan pinnalla että siihen sekoituneena humuksena, sitoo myös tehokkaasti vettä ja ravinteita.

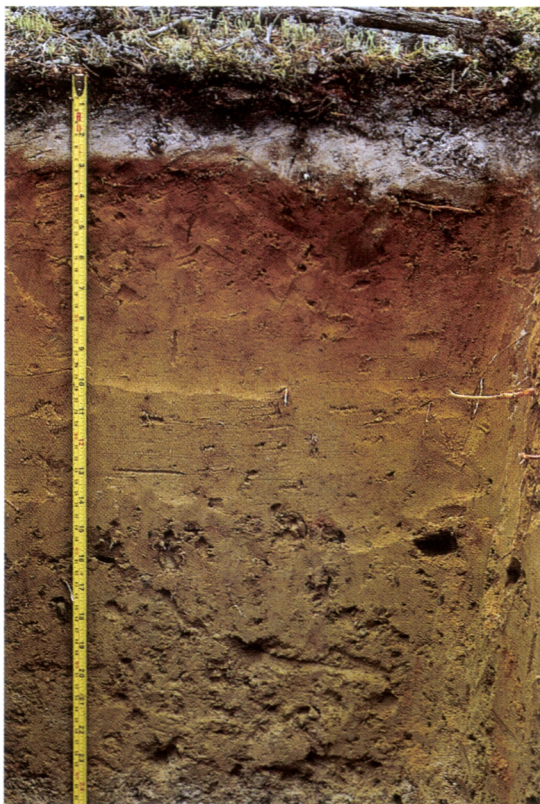
Maaperän merkitys riippuu sen koostumuksesta ja paksuudesta. Pohjimmaltaan maaperän ravinteisuutta säätelee kivennäismaan geokemiallinen koostumus. Mitä enemmän kivennäismaassa on ollut jääkauden jälkeen helposti rapautuvia, emäksisiä mineraaleja sitä enemmän niitä on edelleen kasvupaikan maaperässä. Kasvupaikkojen alueellisten viljavuuserojen taustalla ovat kallioperän ja siitä syntyneen maaperän kemialliset ja fysikaaliset ominaisuudet.

Maaperätekijöiden merkitys puiden ja muiden metsäkasvien elinvoimaisuudelle ja kasvulle lisääntyy keskimäärin pohjoisesta etelään, sillä pohjoisen metsärajan tuntumassa ilmaston merkitys on ratkaiseva. Siellä ravinteisuudeltaan erilaiset kasvupaikat eroavat absoluuttisen puuntuotoksen suhteen hyvin vähän toisistaan. Pohjoisessa kylmästä ilmastosta johtuva orgaanisen aineen hidas hajoaminen rajoittaa kasvupaikan ravinteisuutta olennaisesti enemmän kuin etelässä.

Maaperä muuttuu ajan mittaan sekä fysikaalisesti että kemiallisesti. Selvimmin havaittava fysikaalinen muutos on orgaanisen kerroksen muodostuminen kivennäismaan pinnalle sekä maatuneen ja veteen liunneen orgaanisen aineen kulkeutuminen tai sekoittuminen ki-

vennäismaan pintaosiin. Koska orgaaninen aine on hapanta, kivennäismaa muuttuu samalla happamammaksi. Kivennäismaan pintaosaan muodostuu aikojen kuluessa väreiltään ja ominaisuuksiltaan toisistaan erottuvia kerroksia (kuva 2.26). Tätä maaperän pintaosaa sanotaan maannokseksi.

Mannerjään tai jääkauden vesien alta paljastuneet metsämaamme ovat muuttuneet kuluneen 10 000 vuoden aikana myös kemiallisesti. Ne ovat mm. happamoituneet eli maa-vedessä ja maahiukkasten pinnoilla on aiempaa enemmän vetyioneja, H^+ . Samalla kivennäisaines on rapautunut kemiallisesti, jolloin siitä on vapautunut ravinteita kasvien käyttöön. Osa



Kuva 2.26 Kangasmaillamme podsolimaannos on vallitseva maannostyyppi. Siinä kivennäismaan pintaa peittää vaihtelevan paksuinen kangashumuskerros. Sen alla on tuhkanharmaa huuhtoutumiskerros, joka vaihtuu selvärajaisesti punertavanruskeaksi rikastumiskerrokseksi. Rikastumiskerros muuttuu vähitellen vaaleahkoksi pohjamaaksi. Kuva E. Oksanen.

KANGASMAIDEN OMINAISUUKSIEN KARTOITUS

Pekka Tamminen

Vuosina 1986–1989 ja 1995 kerättiin maanäytteitä yhteensä 488:lta valtakunnan metsien inventoinnin pysyvältä näytealalta humuskerroksesta ja kivennäismaakerroksista 0–5, 5–20, 20–40 cm ja vuosina 1986–1989 myös kerroksesta 60–70 cm (kuva 2.27). Ilmakuivien maanäytteiden pH määritettiin vesilietoksesta ja emäskyllästysaste (EKA) kationien Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} ja Na^+ osuutena kationinvaihtokapasiteetista (KVK):

$$\text{EKA} = 100 \times (\text{Ca}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+) / \text{KVK},$$

missä $\text{KVK} = \text{H}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+$ ja H^+ on titraamalla pH 7,0:aan määritetty vaihtuva happamuus. Uuttonesteenä käytettiin 0,1 M BaCl_2 , ja alkuaineiden pitoisuudet määritettiin plasmaemissiospektrofotometrillä (ICP). Humuskerroksen näytteiden hiili- ja typpipitoisuudet määritettiin Leco CHN-laitteella ja muiden alkuaineiden kokonaispitoisuudet tuhkauksen ja suolahappouuton jälkeen ICP-laitteella. Kivennäismaanäytteiden hiili määritettiin hehkutus-häviön perusteella ja tyyppi Kjeldahl-menetelmällä.

Aineistossa on lehtoja ja toisaalta savi- sekä karkeita hiekka- ja soramaita suhteellisesti enemmän kuin todellisuudessa, koska näitä harvinaisia tapauksia otettiin aineistoon riippuvuustarkastelu- ja varten systemaattisen otoksen täydennykseksi. Aineiston yleisin kasvupaikkatyyppi oli tuore kangas (MT, VMT, DeMT ja HMT) ja harvinaisin karukokangas eli jäkälätyyppi, ja yleisimmät keskiraekoot olivat hieno hiekka (44 %) ja karkea hietä (32 %) (taulukko 2.4). Yleisimmät maalajit olivat hieno hiekkamoreeni ja karkea hietamoreeni. Keskiraekoko selitti heikosti kasvupaikkatyyppiä kuten taulukosta 2.4 ilmenee¹¹⁵.



Kuva 2.27 Maannoksen kuvaus pysyvällä näytealalla. Kuva E. Oksanen.

Taulukko 2.4. Valtakunnan metsien inventoinnin maantutkimuksen näytealojen jakauma kasvupaikkatyyppiin ja kivennäismaan keskiraekoon suhteen.

Maalajite	Kasvupaikkatyyppi					Yhteensä
	Lehdot	Lehtomaiset kankaat	Tuoreet kankaat	Kuivahkot kankaat	Kuivat kankaat	
Savi ja hieno hiesu	1	14	5			20
Karkea hiesu		4	5			9
Hieno hietä	2	12	13	4		31
Karkea hietä	2	39	74	40	8	156
Hieno hiekka	5	28	94	74	15	216
Karkea hiekka		3	21	14	7	45
Sora			7	2	2	11
Yhteensä	10	93	219	134	32	488

ravinteista ja muista alkuaineista (mm. alumiini, pii ja rauta) on huuhtoutunut pintamaasta syvemmälle maaperään, jopa pohjaveteen asti. Typpeä on kertynyt maahan sateen mukana ja typensitojakasvien välityksellä tai vapaana elävien bakteerien toimesta. Myöhemmin tärkeäksi typen lähteeksi on muodostunut eliöiden jäännösten hajotessa vapautuva typpi, ts. typen kierto ekosysteemin sisällä. Maaperän orgaanisen osan suhteellinen merkitys sekä happamuuden että ravinteiden lähteenä kasvaa vähitellen maan ikääntyessä. Samalla puiden yhteys maaperän alkuperäisiin fysikaalisiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin heikkenee.

Happamuus vaikuttaa ravinteiden saatavuuteen paitsi suoraan kemiallisesti myös välillisesti. Esimerkiksi mikrobien hajotustoiminta on yleensä sitä hitaampaa mitä happamampaa maa on, ja toiseksi ravinteisuuden suhteen vaateliaat ja samalla nopeasti hajoavaa kariketta tuottavat kasvit suosivat lähes neutraaleja oloja.

Happamuus

Maan happamuuden luontaisia lähteitä ovat mm. sade- ja maaveden hiilihappo, kasvien ravinteiden oton yhteydessä maahan siirtyvät vetyionit ja orgaanisen aineen hajotessa syntyvät hapot. Toisaalta maata neutraloivia prosesseja ovat mineraalien rapautuminen, jossa vetyioneja siirtyy maavedestä mineraalien rakenteisiin vapauttaen niistä metallikationeja, sekä happamuuden muutoksia vastustavat puskurireaktiot. Näistä ovat esimerkkeinä maahiukkasten vaihtopaikkojen ja maaveden välinen kationinvaihto samoin kuin vetyionien sitoutuminen sekä happoina että emäksinä toimiviin yhdisteisiin. Puskurireaktioiden johdosta maaveden happamuus pysyy suhteellisen vakana. Kun maaveteen tulee ulkoapäin vetyioneja, neutralointiprosessit pyrkivät palauttamaan tilanteen ennalleen. Jos neutralointikyky ei riitä, maaveden happamuus jää uudelle, hieman korkeammalle tasolle.

Maan happamuutta voidaan kuvata monella eri tavalla. Maan pH tarkoittaa yleensä maan vesilietoksesta mitattua pH-arvoa, jonka kuvaama aktiivinen eli maaveden happamuus edustaa hyvin pientä osaa maan kokonaishappamuudesta. Puskuroimattomasta suolaliuoksesta, esimerkiksi KCl:sta, määritettävä vaihtuva happamuus edustaa 10–30 % kokonaishappamuudesta¹⁰⁶, joka puolestaan määritetään pH 7:ään puskuroidulla suolaliuoksella. Maan happamuus ilmenee myös ns. happamien (Al^{3+} ja Fe^{3+}) kationien runsautena ja emäksisten kationien (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} ja Na^{+}) alhaisena pitoisuutena, ts. alhaisena emäskyllästysasteena tai Ca/Al-suhteena.

Maan happamuus vaihtelee kasvukauden aikana ja vuodesta toiseen mm. mikrobitoiminnan vuoksi⁶³. Alueellinen ja syvyysuuntainen vaihtelu on yleensä vielä voimakkaampaa kuin ajallinen vaihtelu^{16,101,116}. Siksi eri aineistot ovat harvoin täysin vertailukelpoisia, ja usein saman aineiston sisälläkin on em. lähteistä johtuvaa vaihtelua.

Suomen metsämaat happamoituvat hitaasti. Happamoitumista voimistaa kostea ilmasto sekä vettä sopivasti pidättävä ja johtava maalaji, jossa vajovesi ehtii reagoida maahiukkasten kanssa ja jossa vesi voi kuljettaa uuttamiaan aineita. Havupuiden ja varpukasvillisuuden tuottama karike on heikosti hajoavaa ja hapanta, joten se muodostaa hyvän orgaanisten happojen lähteen¹²⁸.

Ihminen voi nopeuttaa maaperän happamoitumista mm. suosimalla havupuita, korjaamalla runkopuun lisäksi mahdollisimman suuren osan puuston biomassasta ja torjumalla kulot sekä tuottamalla happamoittavia yhdisteitä. Toisaalta maan pintaosien happamuutta tai happamoitumista voidaan tunnetusti vähentää esimerkiksi kalkilla tai tuhalla^{12,72,99} ja kasvattamalla lehtipuita¹⁸. Vaikka metsämaiden happamuus lisääntyy pitkällä aikavälillä¹⁰⁰, maan pintaosien happamuus riippuu myös puuston kehityksestä. Kangashumuksen happamuus vähenee uudistushakkuun jälkeen lisääntyen taas puuston varttuessa⁷. Jos uudistamiseen liittyy esi-

merkiksi kulutus, pintamaan pH voi nousta lyhytaikaisesti jopa 2 pH-yksikköä¹³⁰.

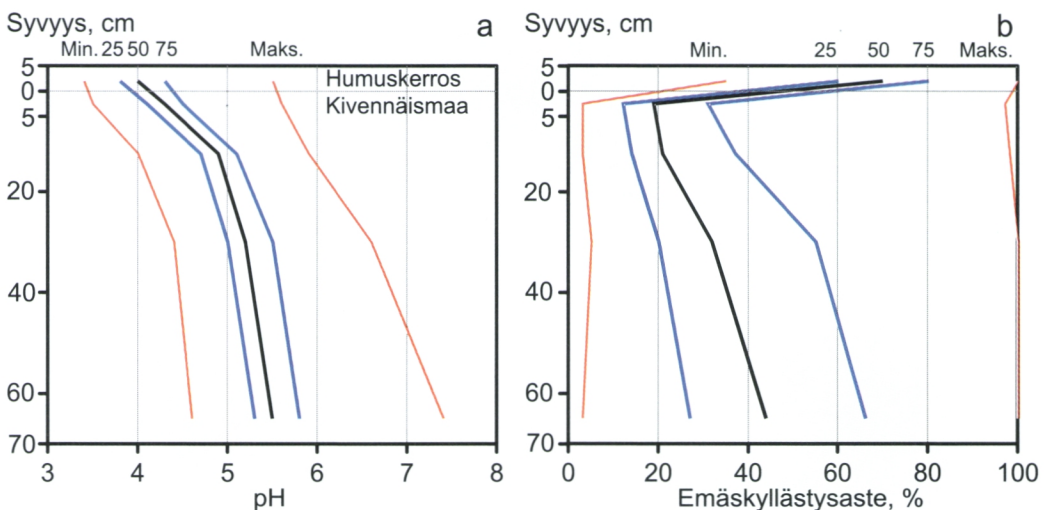
Happamuuden määrittämiseen liittyvästä epävarmuudesta huolimatta metsämaiden on arvioitu happamoituneen Etelä-Ruotsissa viimeisten vuosikymmenten aikana^{24, 100}. pH on laskenut 0,2–1,0 pH-yksikköä 50–100 vuodessa kaikissa maannoskerroksissa. Samalla myös emäskationien määrä ja osuus on laskenut. Etelä- ja Keski-Suomessa happamoituminen lieene hitaammalla, Keski- ja Pohjois-Ruotsin tasolla²⁴. Suomesta ei ole toistaiseksi saatu vahvistusta näille happamoitumisarvioille. Vaikka pohjoisen havumetsävyöhykkeen maaperän happamoitumista pidetään selviönä, happamoitumisnopeutta ei yleistettävästi tunneta. Metsäekosysteemien tulevaisuuden kannalta olisi tärkeää tietää mm., mikä on metsämaiden happamuus nyt, mikä on todellinen happamoitumisnopeus, miten happamuus vaikuttaa metsäkasveihin ja miten happamoitumista voidaan lieventää. On huomattava, että metsämaiden happamoituminen voi muuttaa paitsi itse metsäekosysteemiä myös esimerkiksi pohja- ja pintavesien laatua, mikä taas voi vaikuttaa suoraan ihmisten terveyteen ja talouteen.

Maan happamuus vaikuttaa metsäpuihimme pääasiassa epäsuorasti, sillä puulajiemme ei ole todettu vakavasti kärsineen tai kuolleen

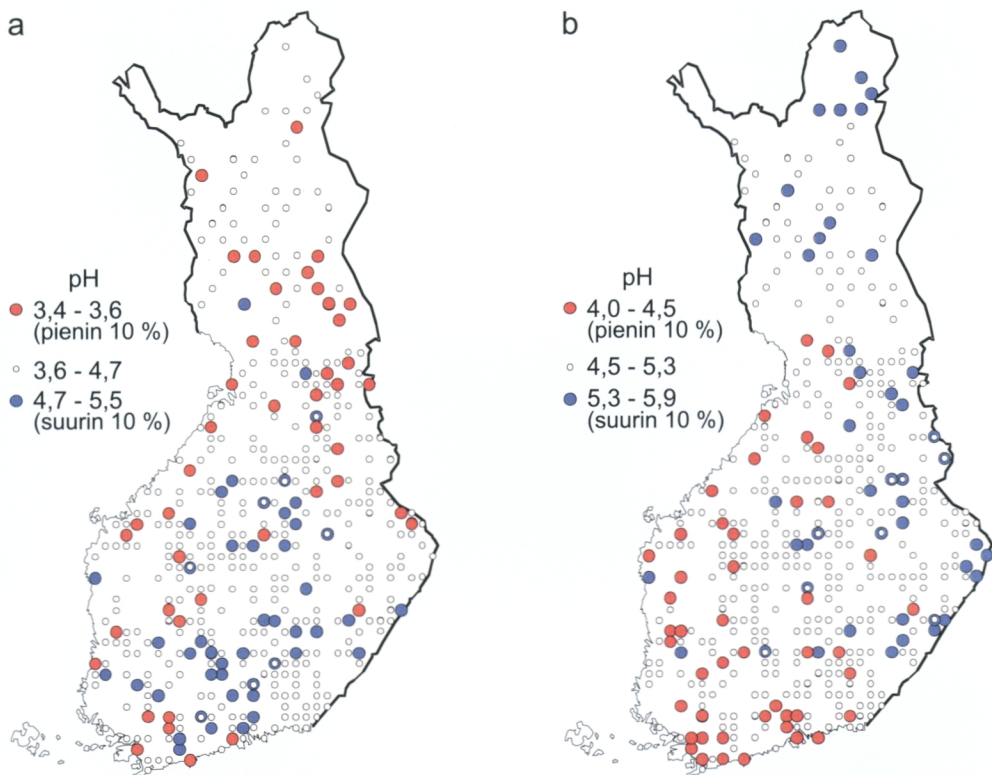
nykyisissä happamuusoloissa tai edes kasteltaessa puita happamoitettulla vedellä^{41, 2}. Happamoituminen heikentää kuitenkin puiden elinoloja hidastamalla mm. orgaanisen aineen hajoamista, mikä on edellytys kasvien ravinteiden, erityisesti typen saannille, ja karsimalla helpoimmin hajoavaa kariketta tuottavaa kasvilajistoa.

Metsämaan happamoituminen alentaa kasvupaikkojen viljavuutta todennäköisesti niin hitaasti, että sitä on vaikea havaita. Kuitenkin Hari ja Raunemaa²⁵ ovat arvioineet puiden kasvun voivan vähetä nopeastikin 1980-luvun tietojen perusteella. Samoin Sverdrup ym.¹¹¹ arvioivat mallilaskelmien perusteella maan happamoitumisen alentavan metsien kasvua Suomessakin noin 18 %, jos hapan laskeuma pysyy vuoden 1990 tasolla. Toisaalta näyttää siltä, ettei happamuus tai emäskationien puute tällä hetkellä rajoita puiden kasvua, koska kalkitus ja tuhkalannoitus eivät ole lisänneet varttuneiden havupuiden kasvua kangasmailla^{12, 59}.

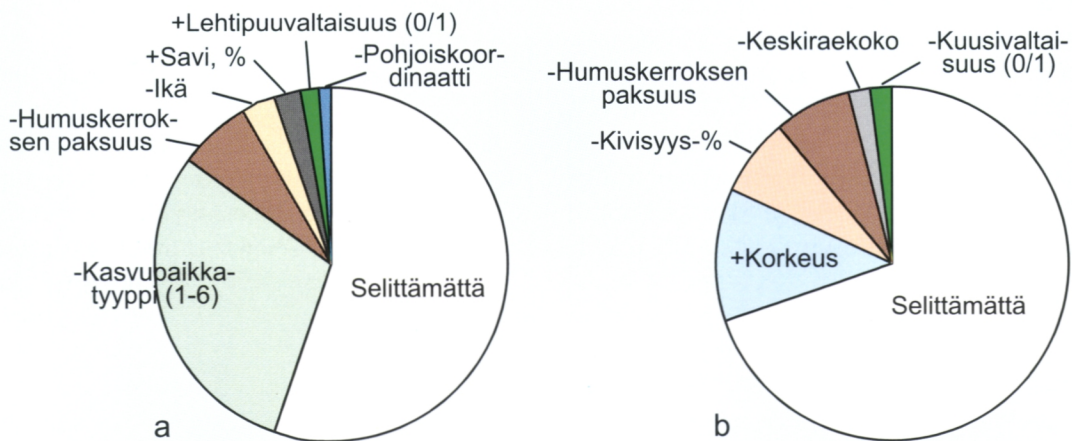
Kangasmaat ovat Suomessa suhteellisen happamia ja toisaalta ravinnekationien suhteelliset osuudet ovat melko alhaisia (kuva 2.28). Humuskerroksen happamuus, joka liittyy läheisesti viljavuuteen, näyttää keskimäärin kasvavan etelästä pohjoiseen ja idästä länteen (kuva



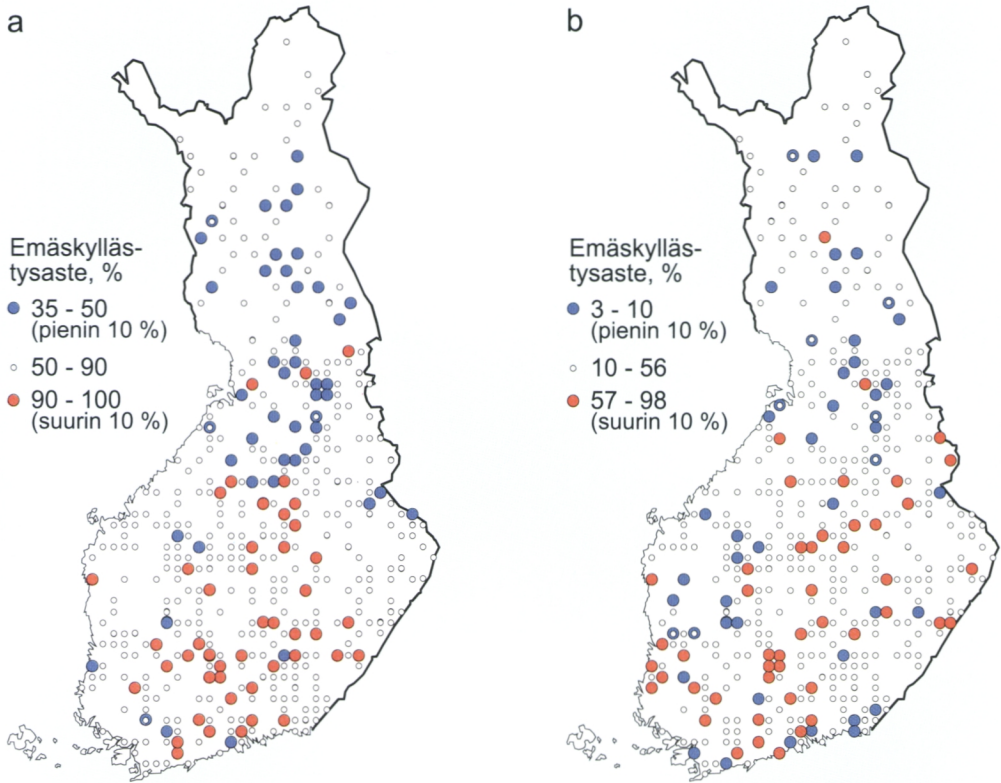
Kuva 2.28. Kangasmaiden a) pH ja b) emäskyllästysaste maakerroksittain.



Kuva 2.29. a) Humuskerroksen ja b) kivennäismaan (5–20 cm) pH vesilietoksesta määritettynä. Vaihtelu-
väli jaettu osiin: alin 10 %, keskimäinen 80 % (11–90 %) ja ylin 10 %.



Kuva 2.30. a) Humuskerroksen ja b) kivennäismaan (5–20 cm) pH:ta selittävien tunnusien selitysosuudet. Etumerkki (+) tarkoittaa kohottavaa ja (-) alentavaa vaikutusta.



Kuva 2.31. a) Humuskerroksen ja b) kivennäismaan (5–20 cm) emäskyllästysaste. Vaihteluväli jaettu osiin: alin 10 %, keskimääräinen 80 % (11–90 %) ja ylin 10 %.

2.29a). Humuskerroksen paksuus ja nykypuuston ikä alentavat, kun taas kivennäismaan hienous ja lehtipuuvaltaisuus nostavat pH:ta (kuva 2.30a). Kivennäismaan happamuus näyttää kasvavan pohjoisesta etelään ja samoin kuin humuskerroksessa myös idästä länteen (kuva 2.29b). Kivennäismaan pH on keskimääräistä korkeampi vähäkivisillä, hienojakoisilla ja kuusettomilla kasvupaikoilla, joilla on ohut humuskerros (kuva 2.30b). Emäskyllästysaste on kuitenkin keskimäärin suurempi Etelä- kuin Pohjois-Suomessa sekä humuskerroksessa että kivennäismaassa (kuva 2.31). Johanssonin ja Savolaisen³⁷ simuloima tilanne vuodelle 2040 kivennäismaan pintakerrokselle (0–50 cm) on likimain käänteinen vuosina 1986–1995 kerätyn

aineiston (taulukko 2.4) mukaiselle tilanteelle (kuva 2.31).

Ruotsissa vuosina 1961–1972 kerättyjen humuskerroksen näytteiden pH oli samaa tasoa kuin Suomessa¹⁹. Silmävaraisesti arvioiden pH oli päinvastoin kuin Suomessa alempi maan etelä- kuin pohjoisosassa. Saksan lounaisosassa humuskerroksen pH-arvot vastasivat Suomessa havaittuja, mutta kivennäismaakerrosten pH:t olivat 0,5–0,7 pH-yksikköä alempia kuin Suomessa⁹.

Happamuudelle ei ole toistaiseksi pystytty osoittamaan varttuneiden puiden kannalta minimi- tai optimiarvoja. Taimien kasvun suhteen pH:n optimiarvo on kuitenkin huomattavan korkea, pH 4–5⁹⁰. Toisaalta happamuuden

ja puiden kasvun riippuvuussuhde tuntuu hyvin väljältä ja voi kivennäismaan osalta Suomen oloissa lähes puuttua (taulukko 2.5). Maastoaineistoihin perustuvat tulokset maan happamuudesta^{12, 73, 115, 72} viittaavat siihen, että metsämaiden puskurikyky happamoitumista vastaan ja puiden sopeutumiskyky happamiin oloihin riittävät pitämään metsiemme kunnon ja kasvun nykytasolla lähitulevaisuudessa. Mallilaskelmien esittämä uhkakuv^{25, 37, 111} ilmenee todennäköisesti ensin siellä, missä historiallinen ja nykyinen hapan laskeuma ja emäskationien kulutus ovat suurempia kuin Suomessa.

Miten happamuus sitten liittyy viljavuuteen? Humuskerroksen pH korreloi varsin hyvin kasvupaikkatypillä (taulukko 2.5) tai pituusboniteetilla ilmaistun viljavuuden kanssa¹¹⁵. Sen sijaan kivennäismaan happamuuden ja viljavuuden välillä ei näytä olevan korrelaatiota. Humuskerroksen ja kivennäismaan pintakerroksen (0–5 cm) emäskyllästysaste sen sijaan kuvaa hyvin viljavuutta (taulukko 2.5). Happamuus rajoittanee typen mineralisaatiota kangasmailla lukuunottamatta viljavampia kasvupaikkoja, ts. lehtoja ja osaa lehtomaisista kasvupaikoista, joilla pH on vähintään 5¹⁰².

Näillä kasvupaikoilla tämä ilmenee vähäisenä tai puuttuvana typpilannoitusreaktiona^{129, 53}.

Ravinteisuus

Metsäkasvillisuuden elinvoimaisuuteen vaikuttavat happamuuden lisäksi myös ravinteiden määrä ja saatavuus sekä haitallisten aineiden, esimerkiksi raskasmetallien määrät maaperässä. Lisäksi myös kasvualustan fysikaaliset ominaisuudet, maaperän kokonaispaksuus, humuskerroksen paksuus ja laatu sekä kivennäismaan raakoostumus vaikuttavat kasvupaikan viljavuuteen^{126, 123} (taulukko 2.4).

Maaperän ominaisuuksien ja kasvupaikan tuotoskyvyn väliset riippuvuudet ovat löyhiä. Kangasmaiden ominaisuuksilla on pystytty selittämään enintään 60 % tuotoskyvyn vaihtelusta¹¹⁵. Suomessa ei ole havaittu yhteyttä puuston terveydentilan tai elinvoimaisuuden ja maaperän ominaisuuksien välillä (ks. kuitenkin s.124) ääreviä poikkeustapauksia lukuunottamatta, joita esimerkiksi ovat kalliomaat (veden puute), osa ojitetuista soista ja metsitetyistä turvepelloista (pää- ja hivenravinnepuutokset) sekä ojitetut sulfaatti- eli alunamaat (maan happamuus ja suolapitoisuus).

Taulukko 2.5. Maan pH ja emäskyllästysaste kasvupaikkatyypeittäin.

Kerros	Kasvupaikkatyyppi					Keskimäärin
	Lehdot	Lehtomaiset kankaat	Tuoreet kankaat	Kuivahkot kankaat	Kuivat ja karuk- ko kankaat	
pH						
Humus	4,9	4,5	4,0	3,9	3,8	4,1
0–5 cm	4,8	4,5	4,2	4,3	4,3	4,3
5–20 cm	5,0	4,9	4,9	5,0	5,0	4,9
20–40 cm	5,3	5,3	5,2	5,3	5,3	5,2
60–70 cm	5,6	5,6	5,5	5,5	5,5	5,5
Emäskyllästysaste, %						
Humus	95	84	69	63	57	70
0–5 cm	76	44	22	18	12	26
5–20 cm	63	42	26	23	18	29
20–40 cm	65	54	36	35	26	39
60–70 cm	66	59	48	41	34	48

Taulukko 2.6. Kokonaistypen pitoisuudet ja määrät sekä C/N-suhde kasvupaikkatyypeittäin.

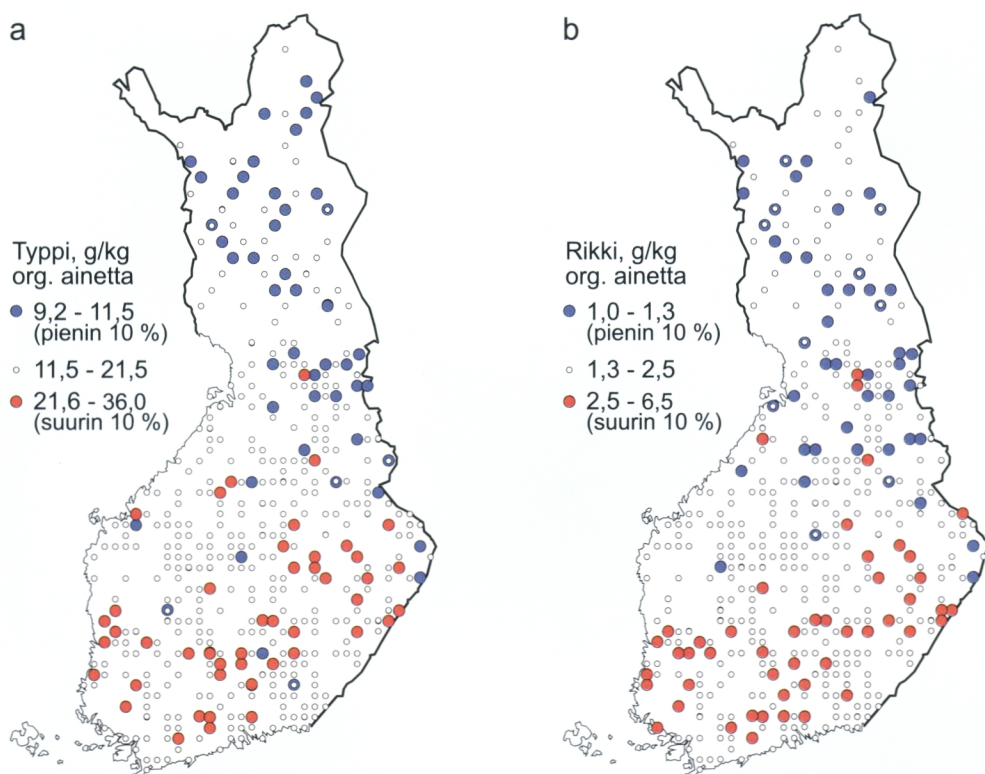
Muuttuja	Kerros	Kasvupaikkatyyppi					Keskimäärin
		Lehdot	Lehtomaiset kankaat	Tuoreet kankaat	Kuivahkot kankaat	Kuivat ja karuko kankaat	
N, g/kg ka	Humus	15,0	13,8	11,8	10,3	8,5	11,6
	0–5 cm	4,4	3,0	1,1	0,7	0,7	1,4
	5–20 cm	1,7	1,3	0,7	0,6	0,5	0,8
C/N	Humus	24,3	26,9	37,2	42,6	46,6	37,2
	0–5 cm	16,2	20,5	26,2	28,7	28,5	25,8
	5–20 cm	14,6	17,5	22,9	25,9	28,0	22,8
N, kg/ha	Humus	397	671	659	516	299	595
	0–20 cm	2253	2076	940	748	616	1113
	Hum+0–20 cm	2650	2747	1599	1264	915	1707

Suomessa kangasmaiden parhaita ravinetunnuksia ovat humuskerroksen ja kivennäismaan pintaosan tyypipitoisuudet ja kivennäismaan kalsiummäärä^{124, 33, 1, 127, 123, 60, 114, 115}. Vuosina 1986–1995 kerätystä aineistosta ravinnetunnuksista humuskerroksen kokonaistyyppi-, magnesium- ja rikkipitoisuudet sekä kivennäismaan (0–5 cm) kokonaistypen sekä vaihtuvan magnesiumin ja kalsiumin pitoisuudet kuvasivat viljavuutta johdonmukaisimmin.

Puiden kasvun kannalta tärkeimmän ravinteen, typen, pitoisuudet ja määrät ovat kangasmailla melko alhaisia (taulukko 2.6). Kun Suomessa humuskerroksen C/N-suhde on keskimäärin 37, se on Saksassa 24^{9, 89}. Saksalaisen katsauksen⁸⁹ mukaan tuestä on puutetta, kun C/N-suhde ylittää 20. Meillä vain seitsemällä näytealalla C/N-suhde oli alle 20, jota pidetään myös ylärajana nitraatin muodostumiselle eli nitrifikaatiolle. Suomesta kootut aineistot tukevat johdonmukaisesti käsitystä typen niukuudesta kangasmailla^{129, 73}, hitaasta typen mineralisaatiosta ja mineraalityypen vähäisestä huuhtoutumisvaarasta puustoisilta kasvupaikoilta¹⁰².

Humuskerroksen kokonaistyyppi- ja rikkipitoisuudet (kuva 2.32) ja kivennäismaan pintaosan typen määrä (kuva 2.33) olivat korkeimpia Etelä-Suomessa ja matalimpia Pohjois-Suomessa. Humuskerroksen tyypipitoisuutta selitti

tärkeysjärjestyksessä (vaikutuksen suunta sulissa) mm. lämpösumma (+), kivennäismaan emäskationipitoisuus (+), puuston mäntyvaltaisuus (-) ja puuston ikä (-). Kivennäismaan 0–5 ja 5–20 cm kerrosten tyypipitoisuuksia ja typen kokonaismäärää selitti maaperää kuvaavien emäskationi- ja hienojen lajitteiden pitoisuuksien (+) lisäksi myös nitraattityypilaskeuma (+). Tyypilaskeuman vaikutusta kertyneen typen määrään on kuitenkin vaikea arvioida, koska maaperän tyypitunnuksia selitti likimain yhtä hyvin sekä tyypilaskeuma että lämpösumma tai leveysaste, ja näiden tunnusten keskinäinen riippuvuus oli hyvin kiinteää. Esimerkiksi Saksassa juuri tyypilaskeuman on arvioitu todennäköisimmin alentaneen humuskerroksen C/N-suhdetta viimeisten 25 vuoden aikana⁹. Toisaalta tyypilaskeuma on ollut Saksassa jopa 10-kertainen Suomeen verrattuna⁴³. Meillä pitkäaikaisissa lannoituskokeissa, joissa typpeä on annettu yhteensä yli 300 kg/ha, ts. noin 50–100 vuoden laskeumaa vastaava määrä, typen kokonaismäärä lisääntyi 20 vuodessa männiköiden ja kuusikoiden humuskerroksessa 55 ja 43 % ja vastaavasti kivennäismaassa (0–10 cm) 23 ja 10 %⁷³. Lannoitus alensi männiköissä humuskerroksen C/N-suhdetta 8 % ja kivennäismaassa (0–10 cm) 17 %, mutta kuusikoissa ei lainkaan⁷³.



Kuva 2.32. Humuskerroksen a) kokonaistyyppipitoisuus ja b) kokonaisrikkipitoisuus. Vaihteluväli jaettu osiin: alin 10 %, keskimäinen 80 % (11–90 %) ja ylin 10 %.

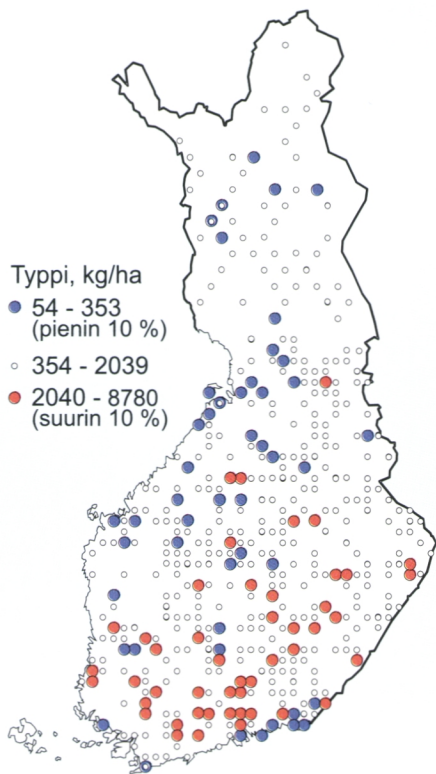
Maaperän kalsiumin ja magnesiumin yhteys viljavuuteen^{127, 115} (taulukko 2.7) perustuu sekä näiden alkuaineiden ravinneominaisuuksiin että myös niiden yhteisvaihteluun toisaalta happamuuden ja toisaalta kivennäismaan veden- ja ravinteiden pidätyskyvyn kanssa. Kalsiumin tai magnesiumin puutteen ei ole havaittu rajoittavan Suomessa puiden kasvua harvinaisia poikkeuksia lukuunottamatta⁸⁵. Toisin sanoen havupuiden kasvu ei lisäännä kalsiumia tai magnesiumia lisättäessä^{12, 59}. Kaliuminakaan lisääminen maahan ei paranna puiden kasvua kangasmailla, mutta hyvin usein turve-
mailla⁴². Parhaiten kasvupaikkatyypillä ilmaistua viljavuutta selittivät emäskationitunnuksista kivennäismaan magnesium- (0–5 cm kerros) ja kalsiumpitoisuudet (0–5 ja 5–20 cm) (taulukko

2.7). Kun kaikki analysoidut kerrokset ja kationit otettiin huomioon samanaikaisesti, kasvupaikkatyyppiä selittivät parhaiten kivennäismaan magnesium- (0–5 cm) ja mangaanipitoisuudet (5–20 cm) sekä humuskerroksen kalsiumpitoisuus.

Emäskationipitoisuuksien summa oli odotetusti korkein humuskerroksessa ja kivennäismaan pinnassa (0–5 cm) Etelä-Suomen viljavimmilla alueilla^{52, 97} (kuva 2.34).

Raskasmetallit

Moreenin hienoainekseen perustuvista geokemiallisista kartoista^{46, 96} saadaan käsitys kalli- ja maaperän raskasmetallipitoisuuksista.



Kuva 2.33. Kokonaistypen määrä kivennäismaassa (0–20 cm). Vaihteluväli jaettu osiin: alin 10 %, keskimäinen 80 % (11–90 %) ja ylin 10 %.

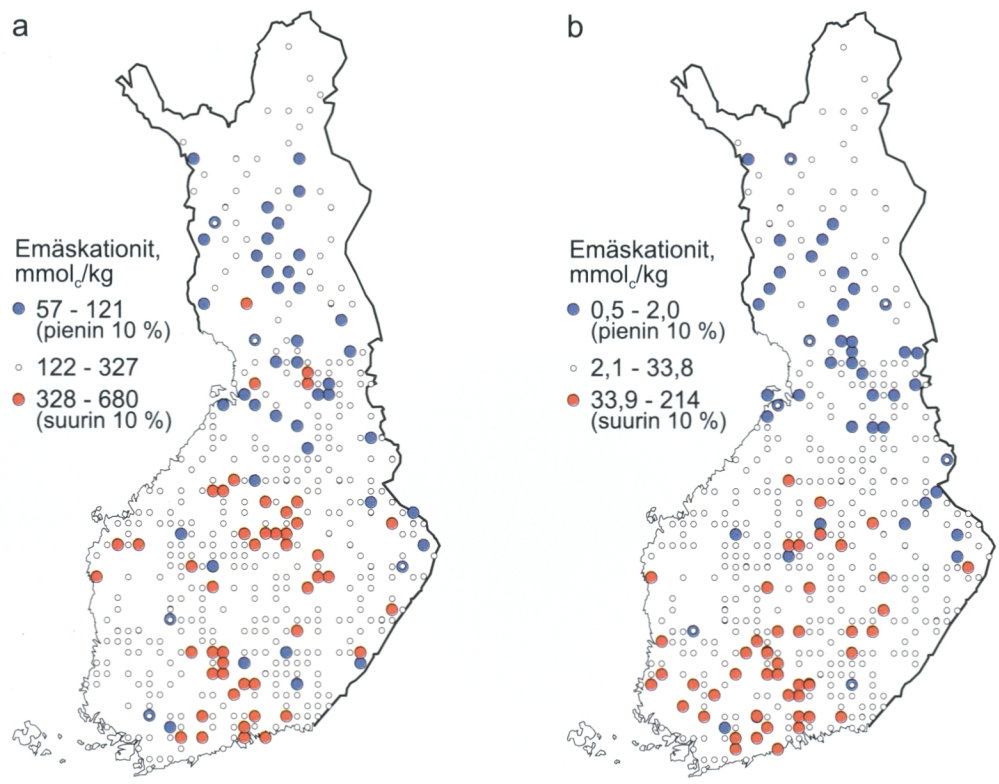
Taulukko 2.7. Emäskationien suhteelliset pitoisuudet ja kationinvaihtokapasiteetti (KVK) kasvupaikkatyypeittäin ja maakerroksittain. Kerroksen keskiarvo = 100.

Muuttuja	Kerros	Kasvupaikkatyyppi					Keskiarvo	
		Lehdot	Lehtomaiset kankaat	Tuoreet kankaat	Kuivahkot kankaat	Kuivat ja karuko kankaat	Suht.	Absol.
Ca, mg/kg	Humus	234	138	139	82	58	100	2870
	0–5 cm	1280	345	94	52	26	100	94
	5–20 cm	834	304	104	52	18	100	50
K, mg/kg	Humus	84	92	114	91	73	100	791
	0–5 cm	305	199	101	64	57	100	27,9
	5–20 cm	307	207	95	67	59	100	11,3
Mg, mg/kg	Humus	170	138	108	79	54	100	389
	0–5 cm	758	330	96	51	32	100	18,6
	5–20 cm	537	315	98	51	29	100	9,2
Na, mg/kg	Humus	87	100	104	94	98	100	23,2
	0–5 cm	200	167	102	71	65	100	4,8
	5–20 cm	233	203	97	67	58	100	3,6
KVK, mmol/kg	Humus	148	110	106	90	74	100	292
	0–5 cm	277	180	98	70	62	100	37,2
	5–20 cm	259	194	106	63	42	100	17,2

Metsämaan pintaosan raskasmetallipitoisuuksia on toistaiseksi kartoitettu vain Etelä-Suomesta¹¹⁶. Raskasmetallit sitoutuvat tehokkaasti maan orgaaniseen aineeseen. Siksi mm. Norjan eteläosasta on tehty raskasmetallikartoitus juuri humuskerroksen pintaosan näytteisiin perustuen¹⁰⁹. Saatujen pitoisuuksien katsottiin kuvaavan erityisesti kaukokulkeutunutta laskeumaa. Toisaalta humuskerrosta on yritetty hyödyntää myös geokemiallisessa kartoituksessa. Humuskerros näyttemateriaalina voi siis antaa käsityksen ilmasta ja/tai maaperästä peräisin olevien raskasmetallien määristä.

Meillä humuskerroksen raskasmetallipitoisuudet ovat keskimäärin alhaisia (taulukko 2.8, kuva 2.35) lukuunottamatta muutamaa aluetta, joista merkittävin on Harjavalta ympäristöineen (s. 57 ja 176). Saksalaisessa aineistossa raskasmetallipitoisuudet olivat: Cd 0,5, Cu 19, Pb 82 (pintakerros) ja 135 (pohjakerros) sekä Zn 69 mg/kg⁸⁹.

Kadmiumin, kuparin, lyijyn ja sinkin pitoisuudet kasvoivat selvästi pohjoisesta etelään, kromin ja nikkelin etelästä pohjoiseen (kuva 2.34). Etelään kasvava suunta oli johdonmukaisin lyijyllä. Toisaalta monien muidenkin

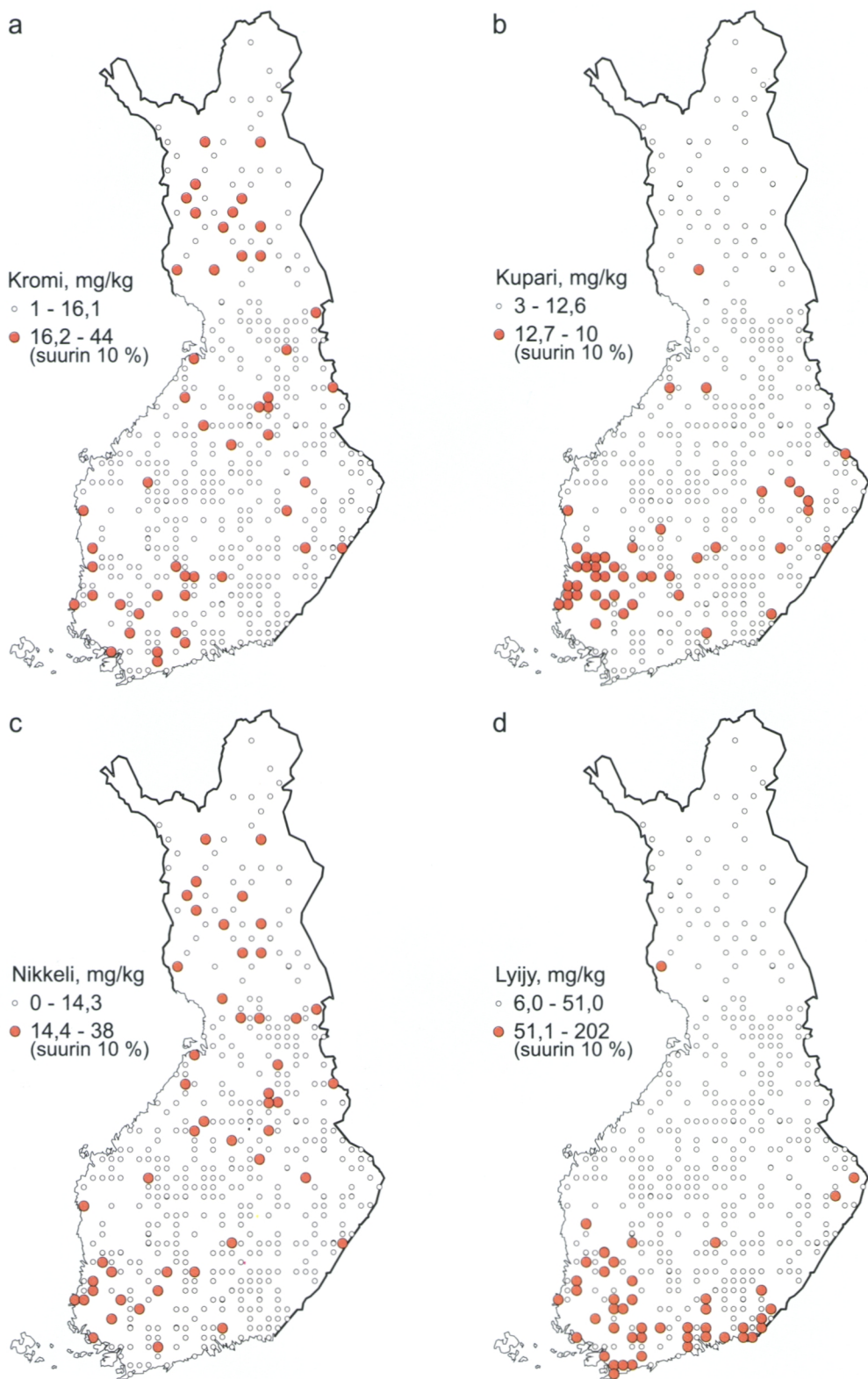


Kuva 2.34. a) Humuskerroksen ja b) kivennäismaan (0–5 cm) emäskationien pitoisuus. Vaihteluväli jaettu osiin: alin 10 %, keskimäinen 80 % (11–90 %) ja ylin 10 %.

alkuaineiden (N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Fe, B, Al ja Na) kokonaispitoisuudet kasvoivat pohjoisesta etelään. Kivennäismaan hienojen lajitteiden runsaus näytti kohottavan kromin, kuparin, nikkelin ja sinkin pitoisuuksia ja toisaalta humuskerroksen paksuntuminen näytti alentavan kromin, lyijyn ja sinkin pitoisuuksia. Analysoituista raskasmetalleista vain kuparin ja lyijyn pitoisuuksien jakaumat näyttivät vastaavan selvästi bioindikaattorien avulla arvioitua laskeumaa⁴⁸ (s. 58). Humuskerroksen raskasmetallipitoisuudet ovat ns. tausta-alueilla kasvillisuuden kannalta alhaisia.

Taulukko 2.8. Humuskerroksen raskasmetallipitoisuuksien jakaumat.

Alkuaine	Min.	25 %	50 %	75 %	99 %	Maks.
mg/kg						
Cd	0,0	0,3	0,4	0,5	0,9	1,6
Cr	1,1	5,9	8,1	11,0	33,8	43,4
Cu	3,0	5,3	6,6	8,5	28,6	109,6
Ni	0,0	6,0	8,2	11,0	26,2	37,1
Pb	6	25	31	39	74	202
Zn	6	36	47	61	137	185



Kuva 2.35. Humuskerroksen raskasmetallipitoisuudet a) kromi, b) kupari, c) nikkeli ja d) lyijy. Vaihteluväli jaettu osiin: ylin 10 % ja muut pitoisuudet.

MAAPERÄTEKIJÄT MAANKOHOAMISRANNIKOLLA

Päivi Merilä ja Hannu Raitio

Vaasan seudun rannikko on maaperätekijöiltään hyvin omaleimaista aluetta. Maankohoamisen (8–9 mm/v) vuoksi merestä paljastuu jatkuvasti uutta maata, jolla kasvillisuus ja maannos alkavat kehittyä. Maaperän nuoresta iästä johtuen alueen podsolimaannokset ovat heikosti kehittyneitä¹⁰⁵. Maalaji on pääasiassa hiekkaista tai hiesuista, paikoin savista moreenia. Vaasan graniittialueen erityispiirteisiin kuuluu myös huomattavan suuri lohkkareisuus ja kivisyys, mikä johtuu Vaasan graniitin rakoilusta ja rapautumisesta (kuva 2.36).

Pohjanmaalla useat tekijät – ilmasto, hienojakoinen maaperä ja maanpinnan tasaisuus – lisäävät soistumisalttiutta. Soistumista lisää myös maankohoaminen, koska maaperän kallistuskulma Pohjanlahtea kohti pienenee jatkuvasti. Alueen nuoresta iästä johtuen suot ovat kuitenkin ohutturpeisia. Myös kesän vähäsateisuus rajoittanee suokasvillisuuden kasvua ja turpeen muodostumista.

Pohjanmaan rannikko on myös talviaikana vähäsateista aluetta, mikä vaikuttaa routaloihin. Vähälumisuudesta johtuen routakauden pituus on Vaasan seudulla ja koko Länsi-Suomessa pitempi kuin Itä-Suomessa, jossa maa paksun lumipeitteen suojaamana ei routaannu syvälle suuremmasta pakkassummasta huolimatta³⁰. Routaantumiseen vaikuttavat myös maaperän fysikaalinen rakenne, vesiolot, puulaji ja puuston määrä^{104, 134, 71}. Turpeen lämmönjohtavuus on pienempi ja lämpökapasiteetti suurempi kuin kivennäismaan. Siksi suot ja soistuneet kangasmaat eivät routaannu syvälle, mutta niissä routa säilyy keväällä pitkään. Tämä yhdessä vähälumisyyden ja hienojakoisen moreenin kanssa tekee Vaasan rannikkoseudun metsämaista voimakkaasti routivia.

Pohjanmaan rannikon erityispiirteisiin kuuluvat myös sulfaatti- eli alunamaat, joiden kuivatus aiheuttaa vesistöjen happamoitumista⁷⁷. Sulfaattimaat ovat Litorinamerivaiheen aikana tai sen jälkeen kerrostuneita sedimenttejä. Rikki on peräisin meriveden sulfaateista ja meren pohjaan laskeutuneista kasvi- ja eläinjätteistä. Sulfaattimaille on ominaista paitsi korkea rikkipitoisuus, myös alhainen pH, suuri elektrolyyttien määrä sekä suhteellisen suuri orgaanisen aineen määrä^{8, 15}. Merenkurkun alueen kuusikoiden kuntoa selvittäneessä tutkimuksessa otantaan (yhteensä 30 näytealaa) ei kuitenkaan sattunut sulfaattimaita^{69, 68}. Näytealoilla maaperän rikkipitoisuudet eivät olleet Etelä-Suomen kuusikois-

ta saatuihin arvoihin nähden korkeita. Pääosa sulfaattimaista onkin raivattu viljelysmaiksi.

Tutkituissa kuusikoissa kosteille kasvupaikoille tyypilliset maannokset – humuspodsolit ja gleimaannokset – olivat tavallisia, kun taas kangasmaille tyypillistä rautapodsolia esiintyi vähän. Humuskerroksen paksuus vaihteli 2–14 cm:iin. Orgaanisen aineen hidas hajoaminen heikentää ravinteiden saatavuutta Pohjanmaan rannikon kuusikoissa⁶⁷. Etenkin vanhojen kuusikoiden humuskerros on luontaisesti hapanta ja vähäravinteista.

Useiden metallien (kalium, kalsium, magnesium, sinkki, natrium, alumiini, kromi ja nikkeli) pitoisuudet olivat Suupohjan alueen kivennäismaissa merkittävästi korkeampia kuin Kokkolan ja Vaasan ympäristössä. Samansuuntainen tulos on tullut esiin myös maaperän geokemiallisissa kartoituksissa⁴⁷.



Kuva 2.36. Vaasan seudun rannikolla maaperä on lohkkareista ja kivistä. Kuva E. Oksanen.

KIRJALLISUUS

- ¹ Aaltonen, V.T. 1925. Über die Umsetzungen der Stickstoffverbindungen im Waldboden. *Commun. Inst. Quaest. For. Finl.* 10:1-61.
- ² Abrahamsen, G. 1983. Sulphur pollution: Ca, Mg and Al in soil and water and possible effects on forest trees. *Julkaisussa: Ulrich, B. & Pakrath, J. (toim.). Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems.* D. Reidel Publishing Company. s. 207-218.
- ³ Adema, E.H., Meijstrik, V. & Binek, B. 1993. The determination of NH_3 -concentration in a spruce forest using a passive sampling technique. *Water, Air, Soil Pollut.* 69:321-335.
- ⁴ Barkman, J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. *Assen.* 628 s.
- ⁵ Barret, K. & Seland, Ø. 1995. European trans-boundary acidifying air pollution. EMEP/MS-C-W Report 1/95, EMEP/MS-C-W. Oslo. 77 s. + liitteet.
- ⁶ Bartnicki, J., Modzelewski, H., Szewczyk-Bartnicka, H., Saltbones, J., Berge, E. & Bott, A. 1993. An Eulerian model for atmospheric transport of heavy metals over Europe: Model development and testing. *Norske Meteorol. Inst., Technical Report 117.* Oslo. 60 s.
- ⁷ Brais, S., Camiré, C., Bergeron, Y. & Paré, D. 1995. Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest composition in the southern part of the boreal forest of northwestern Quebec. *For. Ecol. Manage.* 76(1-3):181-189.
- ⁸ Brinkman, R. & Pons, L.J. 1973. Recognition and prediction of acid sulphate soil condition. *Int. Inst. Land Reclam. Improve., Publ.* 18(1):169-203.
- ⁹ Buberl, H.G., Wilbert, von K., Trefz-Malcher, G. & Hildebrand, E.E. 1994. Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE). *Mitt. Forstl. Vers. Forsch.anst. Baden-Württemberg* 182. 104 s. ISSN 0178-3165.
- ¹⁰ Carmichael, G.R., Ferm, M., Adikary, S., Ahmad, J., Mohan, M., Hong, M-S., Chen, L., Fook, L., Liu, C.M., Soedomo, M., Tran, G., Suksomsank, K., Zhao, D., Arndt, R. & Chen, L.L. 1995. Observed regional distribution of sulfur dioxide in Asia. *Water, Air, Soil Pollut.* 85:2289-2294.
- ¹¹ Carter, T., Posch, M. & Tuomenvirta, H. 1995. SILMUSCEN and CLIGEN user's guide. Guidelines for construction of climate scenarios and use of a stochastic weather generator in the Finnish Research Programme on Climate Change (SILMU). *Publications of the Academy of Finland,* 5/95, Helsinki. 62 s.
- ¹² Derome, J., Kukkola, M. & Mäkönen, E. 1986. Forest liming on mineral soils. Results of Finnish experiments. *Nat. Swed. Environ. Protec. Board. Report 3084.* 105 s.
- ¹³ Derwent, R.G. & Kay, P.J.A. 1993. Factors influencing the ground level distributions of ozone in Europe. *Environ. Pollut.* 55:191-220.
- ¹⁴ Dickson, D. 1995. Aerosols' role simulated in new global warming model. *Nature* 378. s. 487.
- ¹⁵ Erviö, R. 1975. Kyrönjoen vesistöalueen rikkipitoiset viljelysmaat. *J. Sci. Agr. Soc. Finland* 47:550-561.
- ¹⁶ Falck, J. 1973. En metod för bestämning av humusskiktets innehåll av växtnärsämnen. *Instn. Skogsköts., Skogshögsk. Rapp. Uppsats.,* 1. 129 s.
- ¹⁷ Ferm, M. 1991. A sensitive diffusional sampler. *Report of Swed. Environ. Res. Inst., IVL B-1020.* 12 s.
- ¹⁸ Gardiner, A.S. 1968. The reputation of birch for soil improvement. A literature review. *Forestry Commission. Research and Development Paper* 67:1-9.
- ¹⁹ Glerum, C. & Farrar, J.L. 1966. Frost ring formation in the stems of some coniferous species. *Can. J. Bot.* 44:879-886.
- ²⁰ Grodzinska, K. 1971. Acidification of tree bark as a measure of air pollution in southern Poland. *Bulletin de L'Academie Polonaise des Sciences. Serie des sciences biologiques* CI II 19(3):189-195.
- ²¹ Grosjean, D. & Hisham, M.W.M. 1992. A passive sampler for atmospheric ozone. *J. Air Waste Manage. Assoc.* 42:169-173.
- ²² Grosjean, D., Williams II, E.L. & Grosjean, E. 1995. Monitoring ambient ozone with a network of passive samplers: a feasibility study. *Environ. Pollut.* 88:267-273.
- ²³ Guderian, R. 1977. Air pollution. Phytotoxicity of acidic gases and its significance in air pollution control. *Ecol. Stud.* 22. 127 s.
- ²⁴ Hallbäck, L. 1992. The nature and importance of long-term soil acidification in Swedish forest ecosystems. *Sveriges Lantbr.univ., Instn. ekol. miljöv. Rapport* 52. 37 s.

- ²⁵ Hari, P. & Raunemaa, T. 1983. Metsien tuotto-
kyvyn muutokset 1900-2040. Julkaisussa:
Energiantuotannosta peräisin olevien ilman epä-
puhtauksien vaikutus metsän tuotokseen. Lop-
puraportti. Helsingin yliopiston metsänhoito-
lait. tied. 44. 20 s. ISBN 951-45-3174-4. ISSN 0780-
6728.
- ²⁶ Heino, R. 1994. Climate in Finland during the
period of meteorological observations. Finn.
Meteorol. Inst., Contr. 12. 209 s.
- ²⁷ Hongisto, M. 1992. A simulation model for the
transport, transformation and deposition of
oxidized nitrogen compounds in Finland, 1985
and 1988 simulation results. Finn. Meteorol. Inst.,
Contr. 9. 114 s.
- ²⁸ Horntvedt, R. & Aamlid, D. 1988. Saltskader etter
storm og sjoerokk ved Hvaler. Norsk Skogbruk
4:32-33.
- ²⁹ Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Callander, B.A.,
Harris, N., Kattenberg, A. & Maskell, K. (toim.).
1996. Climate Change 1995 - The science of
climate change. Contribution of Working Group
I to the second assessment report of the
Intergovernmental Panel on Climate Change
(IPCC/WG1). Cambridge University Press, Cam-
bridge. 584 s.
- ³⁰ Huttunen, L. & Soveri, J. 1993. Luonnontilaisen
roudan alueellinen ja ajallinen vaihtelu Suomes-
sa. Vesi- ja ympäristöhall. julk. sarja A 139:1-77.
- ³¹ Härtel, O. & Grill, D. 1972. Die Leitfähigkeit von
Fichten-borken- Extrakten als empfindlicher
Indikator für Luftverun-reinigungen. Eur. J. For.
Pathol. 2:205-215.
- ³² Ilmatieteen laitos 1996. Ilmanlaatumittauksia 1994.
Ilmatieteen laitos. Helsinki. 237 s.
- ³³ Ilvessalo, Y. 1923. Ein Beitrag zur Frage der
Korrelation zwischen den Eigenschaften des
Bodens und dem Zuwachs des Waldbestandes.
Acta For. Fenn. 25. 31 s.
- ³⁴ Ilvessalo, Y. 1960. Suomen metsät kartakkeiden
valossa. Commun. Inst. For. Fenn. 52(2):1-70.
- ³⁵ Jalkanen, R. & Närhi, P. 1993. Red belt
phenomenon on the slopes of the Levi fell in
Kittilä, western Lapland. Julkaisussa: Jalkanen,
R., Aalto, T. & Lahti, M-L. (toim.). Forest
pathological research in northern forests with a
special reference to abiotic stress factors. Met-
sätutkimusl. tied. 451:55-60.
- ³⁶ Jalkanen, R., Aalto, T., Derome, K., Niska, K. &
Ritari, A. 1995. Männyn neulaskatoon 1987 joh-
taneet tekijät Pohjois-Suomessa. Loppuraportti.
Metsätutkimusl. tied. 544:1-75.
- ³⁷ Johansson, M. & Savolainen, I. 1990. Regional
acidification model for forest soils. Julkaisussa:
Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.).
Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin-
Heidelberg. s. 253-269.
- ³⁸ Johansson, M., Kämäri, J., Pipatti, R., Savolai-
nen, I. & Tuovinen, J-P. 1990. Development of
an integrated model for the assessment of
acidification in Finland. Julkaisussa: Kauppi, P.,
Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification
in Finland. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg. s.
1171-1194.
- ³⁹ Järvinen, O. 1986. Laskeuman laatu Suomessa
1971-1982. Vesihallituksen monistesarja 408.
- ⁴⁰ Kaitera, J. & Jalkanen, R. 1995. Stand and site
characteristics in the decline of *Pinus sylvestris*
caused by *Gremmeniella abietina* shoot disease
in a severely damaged 50-year-old plantation in
SE Lapland. Scand. J. For. Res. 10(3):256-263.
- ⁴¹ Katainen, H-S. & Kellomäki, S. 1981. Happaman
veden vaikutus männyn taimiin. Silva Fenn.
15(3):267-284.
- ⁴² Kaunisto, S. 1992. Effect of potassium fertilization
on the growth and nutrition of Scots pine.
Lyhennelmä: Kalilannoituksen vaikutus männyn
kasvuun ja ravinnetilaan. Suo 43(2):45-62.
- ⁴³ Kauppi, P., Anttila, P., Karjalainen-Balk, L., Kenttä-
mies, K., Kämäri, J. & Savolainen, I. 1990. Hap-
pamoituminen Suomessa. HAPRON loppuraportti.
Ympäristöministeriö. Sarja A 89. 89 s. ISSN
0784-8129. ISBN 951-47-3527-7.
- ⁴⁴ Kienzl, I. 1978. Baumborke als Indikator für SO₂-
Immissionen. Thesis. Graz. 273 s.
- ⁴⁵ Kleinhenz, B. 1996. Red belt forest damage in
Pallas 1996. Metsätutkimuslaitos, Rovaniemen
tutkimusasema. Pallas-Ounastunturin kansallis-
puiston raportteja 2. 12 s.
- ⁴⁶ Koljonen, T. (toim.). 1992. Suomen geokemian
atlas. Osa 2. Moreeni. Geol. tutk.kesk. Espoo.
218 s.
- ⁴⁷ Koljonen, T., Gustavsson, N., Noras, P. & Tans-
kanen, H. 1992. Alkuainekuvaukset ja geokemi-
alliset kartat. Julkaisussa: Koljonen, T. (toim.)
Suomen geokemian atlas. Osa 2. Moreeni. Geol.
tutk.kesk. Espoo. s. 143-217.
- ⁴⁸ Kubin, E. 1990. A survey of element concen-
trations in the epiphytic lichen *Hypogymnia*
physodes in Finland in 1985-86. Julkaisussa:
Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.).
Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg. s. 421-446.
- ⁴⁹ Kubin, E. 1991. A survey of element concen-
trations in the epiphytic lichen *Hypogymnia*
physodes in northern Finland in 1986. Geol.
Survey of Finland. Special Paper 9:185-194.

- ⁵⁰ Kubin, E. & Lippo, H. 1996. The atmospheric heavy metal deposition in Finland from 1985 to 1990. *Appl. Geochem.* 11:155-161.
- ⁵¹ Kubin, E. & Raitio, H. 1985. Puustovauriot keväällä 1985 Suomessa. Metsäammattimiehille osoitetun kyselyn tulokset. *Metsäntutkimusl. tied.* 198:1-30.
- ⁵² Kujala, V. 1964. Metsä- ja suokasvilajien levinneisyys- ja yleisyyssuhteista Suomessa - Vuosina 1951-1953 suoritettun valtakunnan metsien III linja-arvioinnin tuloksia. *Commun. Inst. For. Fenn.* 59(1). 137 s. + 196 karttaa.
- ⁵³ Kukkola, M. & Saramäki, J. 1983. Growth response in repeatedly fertilized pine and spruce stands on mineral soils. *Seloste: Toistuvalla lannoituksella saatava kasvunlisäys kivennäismaiden männiköissä ja kuusikoissa. Commun. Inst. For. Fenn.* 114. 55 s.
- ⁵⁴ Kurkela, T. 1989. Lehtipuilla vaikeuksia. *Teollisuuden Metsäviesti* 3:24-26.
- ⁵⁵ Kuusisto, E., Kauppi, L. & Heikinheimo, P. 1996. Ilmastonmuutos ja Suomi. *Yliopistopaino, Helsinki.* 265 s.
- ⁵⁶ Kärelampi, L. & Skärby, L. (toim.). 1996. Critical levels for ozone in Europe: Testing and finalizing the concepts. UN-ECE Workshop report. University of Kuopio, Dept. Ecol. Environ. Sci. s. 115-124.
- ⁵⁷ Laaksovirta, K., Olkkonen, H. & Alakuijala, P. 1976. Observations on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in southern Finland. *Environ. Pollut.* 11:247-255.
- ⁵⁸ Leuning, R., Freney, J.R., Denmead, O.T. & Simpson, J.R. 1985. A sampler for measuring atmospheric ammonia flux. *Atmosph. Environ.* 19(7):1117-1124.
- ⁵⁹ Levula, T. 1991. Tuhkalannoitus kangasmaalla. *Metsäntutkimusl. tied.* 394:49-59.
- ⁶⁰ Lipas, E. 1985. Kasvupaikan puuntuotoskyvyn ja lannoitustarpeen arviointi maan ominaisuuksien avulla. *Folia For.* 618. 16 s.
- ⁶¹ Lippo, H. & Särkelä, A. 1995. Microwave dissolution method for the determination of heavy metals in biomonitors using GFAAS and Flame AAS. *Atomic spectroscopy* 16/4:154-157.
- ⁶² Lippo, H., Jauhiainen, T. & Perämäki, P. 1997. Comparison of digestion methods for the determination of total mercury in environmental samples by flow injection CV-AAS. *Atomic Spectroscopy* 18(3):102-108.
- ⁶³ Lundell, Y. 1987. Nutrient variation in forest soil samples due to time of sampling and method of storage. *Plant & Soil* 98(3):363-375.
- ⁶⁴ Lundgren, C., Mattsson, L., Merilä, P. & Osmo, J. 1996. Päästöt, ilman laatu ja laskeuma. Utsläpp, luftkvalitet och nedfall. *Julkaisussa: Raitio, H. (toim./red.). Kuusikoiden kunto Merenkurkun alueella. Granskogarnas hälsotillstånd i Kvarkenregionen. Merenkurkun neuvosto. Kvarkenrådet, s. 43-61.*
- ⁶⁵ Lötschert, W. & Köhm, H-J. 1978. Characteristics of tree bark as an indicator in high immission areas. II. Contents of heavy metals. *Oecologia* 37(1):121-132.
- ⁶⁶ Markert, B., Herpin, U., Siewers, U., Berlekamp, J. & Lieth, H. 1996. The German heavy metal survey by means of mosses. *Sci. Tot. Environ.* 182(1-3):159-168.
- ⁶⁷ Merilä, P. & Ohtonen, R. 1997. Soil microbial activity in the coastal Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) forests of the Gulf of Bothnia in relation to humus-layer quality, moisture and soil types. *Biol. Fert. Soils* 25:361-365.
- ⁶⁸ Merilä, P., Lindgren, M., Raitio, H. & Salemaa, M. 1998. Relationships between crown condition, tree nutrition and soil properties in the coastal *Picea abies* forests (western Finland). *Scand. J. For. Res.* 13. (painossa).
- ⁶⁹ Merilä, P., Raitio, H. & Walheim, M. 1996. Kuusikoiden maaperä. *Granskogarnas marktillstånd. Julkaisussa: Raitio, H. (toim./red.). Kuusikoiden kunto Merenkurkun alueella. Granskogarnas hälsotillstånd i Kvarkenregionen. Merenkurkun neuvosto/ Kvarkenrådet. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 71-81.*
- ⁷⁰ Monitor 1987. Tungmetaller - förekomst och omsättning i naturen. *Naturvårdsverk. Solna.* 182 s.
- ⁷¹ Mustonen, S. 1966. Ilmasto- ja maastotekijöiden vaikutuksesta lumen vesiarvoon ja roudan syvyyteen. *Acta For. Fenn.* 79:1-40.
- ⁷² Mälkönen, E. 1996. Tuhka kangasmetsien lannoitteena. *Metsäntutkimusl. tied.* 599:21-26.
- ⁷³ Mälkönen, E., Derome, J. & Kukkola, M. 1990. Effects of nitrogen inputs on forest ecosystems. Estimation based on long-term fertilization experiments. *Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg. s. 325-347.*
- ⁷⁴ Nordlund, G. 1983. Seasonal averages of net decay rate of SO₂ over northern Europe. *Atmosph. Environ.* 17(6):1199-1201.
- ⁷⁵ OECD 1977. The OECD Programme on long range transport of air pollutants. measurements and findings. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris. 252 s.

- ⁷⁶ O'Hare, G.P. & Williams, P. 1975. Some effects of sulphur dioxide flow on lichens. *Lichenologist* 15(1):89-93.
- ⁷⁷ Palko, J., Merilä, E. & Heino, S. 1988. Maan kuivatuksen suunnittelu happamilla sulfaattimailla. Vesi- ja ympäristöhall. julk. 31:1-60.
- ⁷⁸ Palmes, E.D. & Gunnison, A.F. 1973. Personal monitoring device for gaseous contaminants. *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.* 34:78-81.
- ⁷⁹ Pilegaard, K., Rasmussen, L. & Gydesen, H. 1979. Atmospheric background deposition of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams. *J. Appl. Ecol.* 16:834-853.
- ⁸⁰ Poikolainen, J. 1992. Männyn kaarnan sähköjohtokyky ja pH Itä-Lapin metsäaurioprojektin koaloilla. Julkaisussa: Kauhanen, H. & Varmola, M. (toim.). Itä-Lapin metsäaurioprojektin väliraportti. Metsäntutkimusl. tied. 413:128-135.
- ⁸¹ Poikolainen, J. 1997. Sulphur and heavy metal concentrations in Scots pine bark in Northern Finland and the Kola Peninsula. *Water, Air, Soil Pollut.* 93:395-408.
- ⁸² Raitio, H. 1985. Hallavauriot männyllä. *Metsäntutkimusl. tied.* 184:25-34.
- ⁸³ Raitio, H. 1987. Site elevation differences in frost damage to Scots pine (*Pinus silvestris*). *For. Ecol. Manage.* 20:299-306.
- ⁸⁴ Raitio, H. 1990. Lehtipuiden harsuuntuminen. *Metsäntutkimusl. tied.* 369:73-76.
- ⁸⁵ Raitio, H. 1990. The foliar chemical composition of young pines (*Pinus sylvestris* L.) with and without decline. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg. s. 699-713.
- ⁸⁶ Raitio, H. 1991. Oireilevat lehtipuut. *Teollisuuden Metsäviesti* 3:24-25.
- ⁸⁷ Raitio, H. 1992. Anatomical symptoms in the wood of Scots pine damaged by frost and pine bark bugs. *Flora* 186:187-193.
- ⁸⁸ Raitio, H., Paukkonen, K. & Kauppi, A. 1994. Effects of defoliation, nitrogen nutrition, and temperature on leafing and root carbohydrates of birch seedlings. *Can. J. For. Res.* 24:1914-1920.
- ⁸⁹ Riek, W. & Wolff, B. 1995. Deutscher Beitrag zur europäischen Waldbodenzustandserhebung (Level I). Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Inst. Forstököl. Walderfass., Eberswalde. Moniste. 65 s + 14 liites.
- ⁹⁰ Rikala, R. & Jozefek, H. J. 1990. Effect of dolomite lime and wood ash on peat substrate and development of tree seedlings. *Silva Fenn.* 24(4):323-334.
- ⁹¹ Rose, V.E. & Perkins, J. L. 1982. Passive dosimetry - state of the art review. *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.* 43(8):605-621.
- ⁹² Rühling, Å. (toim.). 1994. Atmospheric heavy metal deposition in Europe - estimation based on moss analysis. *Nord* 9. 53 s.
- ⁹³ Rühling, Å., Brumelis, G., Goltsova, N., Kvietkus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnússon, S., Mäkinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E. & Steinnes, E. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1990. *Nord* 12. 41 s.
- ⁹⁴ Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A. & Steinnes, E. 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985. *Nord* 21. 44 s.
- ⁹⁵ Räisänen, J. 1994. A comparison of the results of seven GCM experiments in northern Europe. *Geophysica* 30(1-2):3-30.
- ⁹⁶ Salminen, R. (toim.) 1995. Alueellinen geokemiallinen kartoitus Suomessa vuosina 1982-1994. Geol. tutk.kesk. Tutkimusraportti 130. 48 s. + 24 karttaa.
- ⁹⁷ Salminen, S. 1981. Vuosien 1971-75 valtakunnallisia metsävaratietoja karttamuodossa. *Folia For.* 483. 42 s.
- ⁹⁸ Schjoerring, J.K., Sommer, S.G. & Ferm, M. 1992. A simple passive sampler for measuring ammonia emission in the field. *Water, Air, Soil Pollut.* 62:13-24.
- ⁹⁹ Silfverberg, K. 1996. Nutrient status and development of tree stands and vegetation on ash-fertilized drained peatlands in Finland. *Metsäntutkimusl. tied.* 588. 124 s.
- ¹⁰⁰ Sjöström, J. & Qvarfort, U. 1992. Long-term changes of soil chemistry in Central Sweden. *Soil Sci.* 154(6):450-457.
- ¹⁰¹ Skjellberg, U. 1990. Correlation between pH and depth in the mor layer of a *Picea abies* (L.) Karst. stand on till soils in northern Sweden. *Scand. J. For. Res.* 5:143-153.
- ¹⁰² Smolander, A., Priha, O., Paavolainen, L., Steer, J. & Mälkönen, E. 1996. Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. *Soil Biol. & Biochem.* 30 (4):477-490.
- ¹⁰³ Solantie, R. 1994. Suurten suo-ojitusten vaikutus ilman lämpötilaan erityisesti Alajärven Möksyn havaintojen perusteella. *Meteorol. julk.* 29:1-40.

- ¹⁰⁴ Soveri, J. & Varjo, M. 1977. Roudan muodostumisesta ja esiintymisestä Suomessa vuosina 1955-75. Vesientutkimusl. julk. 20:1-66.
- ¹⁰⁵ Starr, M.R. 1991. Soil formation and fertility along a 5000 year chronosequence. Julkaisussa: Pulkkinen, E. (toim.). Environmental geochemistry in northern Finland. Geol. Survey of Finland, Special Papers 9:99-104.
- ¹⁰⁶ Starr, M. & Tamminen, P. 1992. Suomen metsämaiden happamoituminen. Julkaisussa: Kukkonen, I. & Tanskanen, H. (toim.). Ympäristötieteelliset kartat ja kartoitushankkeet Suomessa. Geol. tutk.kesk. Tutkimusraportti 115:7-14.
- ¹⁰⁷ Staxäng, B. 1969. Acidification of bark in some deciduous trees. Oikos 20:223-230.
- ¹⁰⁸ Steinnes, E., Röyset, O., Vadset, M. & Johansen, O. 1993. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1990. Statens forurensningstillsyn. Rapport 523. 36 s.
- ¹⁰⁹ Steinnes, E., Solberg, W., Petersen, H.M. & Wren, C.D. 1989. Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soils of southern Norway. Water, Air, Soil Pollut. 45:207-218.
- ¹¹⁰ Suomen ympäristökeskus 1995. Ilma. Ympäristökatsaus 3. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 19 s.
- ¹¹¹ Sverdrup, H., Warfvinge, P. & Nihlgård, B. 1994. Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. Water, Air, Soil Pollut. 78:1-36.
- ¹¹² Swieboda, M. & Kalembe, A. 1979. The bark of Scots pine (*Pinus silvestris* L.) as a biological indicator of atmospheric air pollution. Acta Soc. Bot. Poloniae 48:539-549.
- ¹¹³ Takala, K., Olkkonen, H., Ikonen, J., Jääskeläinen, J. & Puumalainen, P. 1985. Total sulphur contents of epiphytic and terricolous lichens in Finland. Ann. Bot. Fenn. 22:91-100.
- ¹¹⁴ Tamminen, P. 1991. Kangasmaan ravinnetunnusten ilmaiseminen ja viljavuuden alueellinen vaihtelu Etelä-Suomessa. Folia For. 777. 40 s.
- ¹¹⁵ Tamminen, P. 1993. Pitäisboniteetin ennustaminen kasvupaikan ominaisuuksien avulla Etelä-Suomen kangasmetsissä. Folia For. 819. 26 s.
- ¹¹⁶ Tamminen, P. & Starr, M. 1990. A survey of forest soil properties related to soil acidification in southern Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 237-251.
- ¹¹⁷ Tikkanen, E. (toim.). 1995. Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurio-projektin loppuraportti. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 231 s.
- ¹¹⁸ Tikkanen, E. & Raitio, H. 1990. Nutrient stress in young Scots pines suffering from needle loss in a dry heath forest. Water, Air, Soil Pollut. 54:281-293.
- ¹¹⁹ Troedsson, T. & Nilsson, Å. 1984. pH in Swedish forest soils. Nat. Swed. Environ. Protec. Board. Report 1853. 25 s.
- ¹²⁰ Tuomenvirta, H. & Heino, R. 1996. Climatic changes in Finland - Recent findings, Geophysica 32(1-2):61-75.
- ¹²¹ Tuovinen, J-P., Kangas, L. & Nordlund, G. 1990. Model calculations of sulphur and nitrogen deposition in Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 167-197.
- ¹²² Uotila, A. 1986. Männynversosyöpätuhot. Metsäntutkimusl. tied. 235:35-40.
- ¹²³ Urvas, L. & Erviö, R. 1974. Metsätyypin määräytyminen maalajin ja maaperän kemiallisten ominaisuuksien perusteella. J. Sci. Agr. Soc. Finland 3:307-319.
- ¹²⁴ Valmari, J. 1921. Beiträge zur chemischen Bodenanalyse. Acta For. Fenn. 20(4). 67 s.
- ¹²⁵ Venn, K. 1993. Red belts in boreal forests. Julkaisussa: Jalkanen, R., Aalto, T. & Lahti, M.-L. (toim.). Forest pathological research in northern forests with a special reference to abiotic stress factors. Metsäntutkimusl. tied. 451:50-54.
- ¹²⁶ Viro, P.J. 1947. Metsämaan raekoostumus ja viljavuus varsinkin maan kivisyyttä silmällä pitäen. Commun. Inst. For. Fenn. 35(2). 115 s.
- ¹²⁷ Viro, P.J. 1951. Nutrient status and fertility of forest soil. I. Pine stands. Selostus: Metsämaan ravinnesuhteet ja viljavuus. I. Männiköt. Commun. Inst. For. Fenn. 39(4). 54 s.
- ¹²⁸ Viro, P.J. 1955. Investigations on forest litter. Selostus: Metsäkariketutkimuksia. Commun. Inst. For. Fenn. 45(6). 65 s.
- ¹²⁹ Viro, P.J. 1967. Kangasmaiden lannoituskokeita II. Metsätaloudellinen Aikakauslehti 10:1-4.
- ¹³⁰ Viro, P.J. 1969. Prescribed burning in forestry. Commun. Inst. For. Fenn. 67(7). 49 s.
- ¹³¹ Werner, H. 1992. Das Indigopapier Sensitives Element zum Aufbau von Passivsammlern zur Messung von Ozonimmissionen. Forstliche Forschungsberichte München 122. 145 s.

- ¹³² Westman, L. 1986. Lavars indikatorvärde vid studier av luftföreningar och skogsskador. Naturvårdsverket. Rapport 3187:1-52.
- ¹³³ Wulff, A. 1996. Changes in ultrastructure of *Picea abies* needles following severe long-term winter frost. *Scand. J. For. Res.* 11:327-335.
- ¹³⁴ Yli-Vakkuri, P. 1960. Metsiköiden routa- ja lumi-suhteista. *Acta For. Fenn.* 71(5):1-48.
- ¹³⁵ Ympäristöministeriö 1989. Ilmansuojelu Suomessa. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto, Esite 14. 31 s.

3. METSIEN KUNTO

Toim. Martti Lindgren

PUIDEN SIETOKYKY, TUHONKESTÄVYYS JA PUOLUSTAUTUMINEN

Puiden sopeutuminen ympäristötekijöihin

Marja-Liisa Sutinen

Suomen ilmastolle luonteenomaisia piirteitä ovat viileä, lyhyt kasvukausi ja pitkä talvi kovine pakkasineen. Vuodenaikojen mukainen valoilmaston ja lämpötilan vaihtelu on ollut merkittävin tekijä puiden perinnöllisessä sopeutumisessa. Luonnonvalinta on suosinut kulloisiinkin oloihin parhaiten sopeutuneita puuyksilöitä. Täten populaatioiden perimäaineiksen muunteluun ovat vaikuttaneet erityisesti

valojaksoisuus eli fotoperiodisuus sekä kasvukauden ja talven lämpöolot, jotka yhdessä ohjaavat puiden vuosirytmää⁹³.

Puiden pitkäaikainen sopeutuminen ympäristötekijöihin ilmenee morfologisina ja fysiologisina muutoksina. On muodostunut ns. ekotyyppejä, jotka ovat saman puulajin risteytymiskykyisiä, erilaisiin kasvuoloihin sopeutuneita populaatioita. Esimerkkinä voidaan mainita valojaksoisuuden merkitys ruskan muodostumisessa eri koivupopulaatioissa (kuva 3.1). Pitkään päivään sopeutuneet Lapin koivut saavat ruskavärinsä lyhyemmällä yön pituudella kuin eteläsuomalaiset koivut.

Pohjoisten alkuperien pakkaskestävyys on parempi kuin saman lajin eteläisillä alkuperillä. Myös yhteyttämisen lämpötilaoptimi on pohjoisilla lajeilla eteläisiä alhaisempi. Nämä esimerkit osoittavat puiden sopeutumisesta pohjoisiin olosuhteisiin.

Kuva 3.1. Koivut ruskavärissään. Kesällä lehtivihreän alle peittyneet keltaiset väriaineet pääsevät esiin yön pitenemisen laukaistessa lehtivihreän hajoamisen. Kuva E. Oksanen.



Puiden sopeutuminen kasvupaikalle kuvastuu niiden kykyä mukautua ympäristötekijöiden muutoksiin sekä kasvukauden aikana että vuodenaikojen vaihtuessa. Puiden reagointi tiettyyn ympäristötekijään noudattaa seuraavaa yleisperiaatetta. Ympäristötekijän on saavutettava tietty minimitaso, jotta puiden elintoiminnot ovat mahdollisia. Ympäristötekijän voimakkuuden kasvaessa elintoiminnot saavuttavat maksimiarvon, jolloin ympäristötekijä on optimitasolla. Sen sijaan optimitason ylittyminen heikentää elintoimintoja ja voi saada aikaan rasitustilan ja jopa solukon kuolemissen¹⁸⁸.

Olenainen merkitys puiden perinnölliselle sopeutumiselle ympäristötekijöihin on ollut suojamekanismien kehittyemisellä. Suojamekanismeja on kahta eri tyyppiä. Puun solukoiden morfologiset ja fysiologiset ominaisuudet voivat olla sellaisia, ettei tietyn ympäristötekijän äärevöitymisestä aiheudu rasitusta, ts. solukot pystyvät välttämään stressitilan. Toisaalta suojamekanismi voi perustua stressitilan sietämiseen¹²⁰. Esimerkiksi lehtipuut pudottavat syksyllä lehensä ja välttävät siten talvi-stressin, sillä uudet lehtiaiheet ovat silmusuomujen suojaamia. Sen sijaan havupuiden neulasten ominaisuuksien on muututtava talveentumisen kuluessa kestääkseen talven pakkasia.

Suomessa alhainen lämpötila, kuivuus ja ravinteiden niukkuus ovat tavallisimmat kasvua rajoittavat ympäristötekijät. Keväällä ja kesällä halla saattaa aiheuttaa pakkasvaurioita varsinkin kasvunsa juuri aloittaneisiin solukoihin, joiden pakkaskestävyys ja karaistumiskyky ovat selvästi heikompia kuin vanhempien, puutuneiden solukoiden. Tässä suhteessa ilmaston lämpenemisestä aiheutuva kasvun aikaistuminen saattaa merkitä puiden pakkasvaurioiden lisääntymistä.

Puiden olemassaolo pohjoisilla leveyspiireillä riippuu keskeisesti niiden talvehtimiskyvystä. Loppukesällä yön piteneminen indusoi kasvun päättymisen ja puut aloittavat valmistautumisen talveen. Yhdyttämistuotteet varastoituvat lepokauden hengityksen raaka-aineeksi. Päivän lyheneminen ja lämpötilan alenemisen myötä tuleva vilutus käynnistävät myös pakkaskestävyyden kehittymisen. Solukoiden vesipitoisuus laskee ja soluihin kertyy sokereita ja muita solukalvoja suojaavia yhdisteitä. Solukalvojen rakenne muuttuu siten, että esimerkiksi hengitykseen liittyvä entsyymitoiminta on pakkaslämpötiloista huolimatta mahdollista¹⁸⁶.

Kevättalven runsas valo ja pakkaslämpötilat asettavat havupuiden neulasten sopeutumisen koetukselle (kuva 3.2). Valoa on run-



Kuva 3.2. Männyn neulasten kellastuminen kevättalvella. Kuva J. Puoskari.

saasti yhteyttämistä varten, mutta pakkaneen ja veden puute estävät yhteyttämisen, joten yhteyttämiskoneisto on ylivirittynyt. Jotta peruuttamattomia vaurioita ei syntyisi, valoa sitova lehtivihreä hajoaa ja neulasen muuttuvat keller-täviksi. Kevään edetessä pitemmälle ilman lämpötila kohoaa ja maan lämmentyessä veden saatavuus paranee. Tällöin yhteyttämiskoneisto korjaantuu ja neulasten vihreä väri palautuu.

Kasvupaikan kuivuuteen puut reagoivat ensisijaisesti sulkemalla ilmarakonsa, mikä puolestaan rajoittaa yhteyttämistä. Kuivuusstressin voimistuessa puut vähentävät lehti- tai neulaspinna-alaa ja siirtävät valtaosan yhteyttämisenä sidotusta hiilestä uusien juurten rakennusaineeksi³⁰.

Luonnollisten ympäristötekijöiden lisäksi puiden elintoimintoihin vaikuttavat ihmisen toiminnasta aiheutuvat ilman epäpuhtaudet. Niiden haitallinen vaikutus riippuu mm. puun fysiologisesta tilasta. Kaasumaiset epäpuhtaudet, joista merkittävimmät ovat rikkidioksidi, typen oksidit ja otsoni, vaikuttavat ilmarakojen kautta. Tämän vuoksi lämpötila ja veden saatavuus vaikuttavat osaltaan puun saamaan epäpuhtausannokseen. Epäpuhtaudet vaikuttavat puun elintoimintoihin joko yksittäin tai yhdessä. Yhteisvaikutus voi olla yksittäisvaikutuksia vähentävä tai lisäävä. Vauriomekanismi on kullekin epäpuhtaudelle tyypillinen, mutta esimerkiksi haitallisten vapaiden radikaalien muodostuminen on tärkeä yhteinen tekijä. Niitä muodostuu myös kuivuus- ja pakkasstressin aikana, mikä osaltaan selittää esimerkiksi ilman epäpuhtauksien pakkaskestävyyttä alentavan vaikutuksen. Puun selviytyminen monistressitilanteesta riippuu pitkälti niiden suojausmekanismien toiminnan riittävästä. Suojausmekanismi koostuu suoja-aineiden muodostumisesta ja vapaiden radikaalien poistomekanismeista²³³.

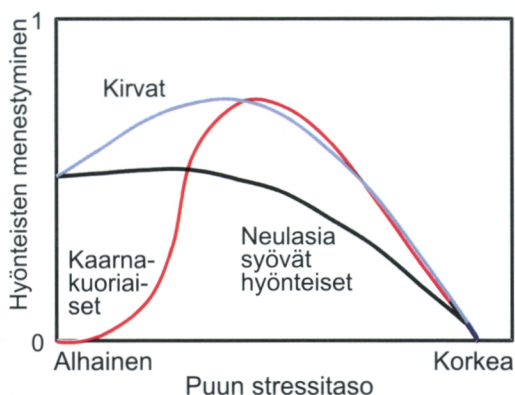
Puiden puolustusvalmiuksien määräytyminen

Pekka Niemelä

Puu käyttää yhteyttämistuotteitaan ensisijaisesti peruselintoimintoihin ja kasvuun, mutta myös resistenssi- eli suojayhdisteiden tuottamiseen. Kasveissa esiintyvät resistenssiyhdisteet jaetaan tavallisesti tyypipohjaisiin (esim. alkaloidit) ja hiilipohjaisiin (esim. fenolit ja terpeenit). Puun resistenssi perustuu pääosin hiilipohjaisiin yhdisteisiin. Lehtipuun lehdet saattavat sisältää huomattavan määrän fenoleja tai tanniineja, minkä vuoksi ne ovat kasvinsyöjillä huonosti sulavia. Esimerkiksi koivulla saattaa olla fenoleja 15–20 % lehtien kuivamassasta. Terpeenit eri muodoissaan ovat havupuun tärkeimmät resistenssiyhdisteet ja myös niiden teho kasvinsyöjiä vastaan perustuu korkeisiin pitoisuuksiin neulasissa ja rungossa.

Havu- ja lehtipuut ovat sopeutuneet eri tavoin kasvinsyöjiin. Havupuilla on korkea jatkuva puolustusvalmius, mikä perustuu suureen resistenssiyhdisteiden tuotantoon etenkin rungossa. Tämän seurauksena hyönteis- tai nisäkästuhot ovat havupuilla tavallisesti vähäisiä. Vastaavasti havupuun kyky kompensoida kasvinsyöjien aiheuttamia menetyksiä on heikko. Lehtipuut eivät tuota yhtä paljon resistenssiyhdisteitä, mutta ne kykenevät havupuita helpommin kompensoimaan kasvinsyöjien aiheuttaman biomassan menetyksen. Erityisesti viljavien kasvupaikkojen lajeilla (esim. pajut) korvautumiskyky on suuri ja joillakin lajeilla kasvinsyöjien aiheuttama menetys näyttää jopa kiihdyttävän kasvua.

Puun elinvoimaisuuden muutokset vaikuttavat peruselintoimintoihin ja sitä kautta kasvuun sekä resistenssiyhdisteiden tuotantoon. Puun voi altistua hyönteistuholle tai taudeille ympäristön aiheuttaman stressin seurauksena. Tällaisia stressitekijöitä voivat olla esimerkiksi kuivuus tai ilmansaasteiden aiheuttama neulas-kato. Eri hyönteisryhmien



Kuva 3.3. Kaavio eräiden puilla elävien hyönteisryhmien oletetusta menestymisestä suhteessa puun stressin voimakkuuteen Larssonin¹³ mukaan.

menestyminen ravintokasvillaan perustuu mm. hyönteisille haitallisten ja hyödyllisten yhdisteiden pitoisuuksiin, ja ravinnon käyttötavasta riippuen eri ryhmät reagoivat puun stressiin eri tavoin¹³. Esimerkiksi kaarna-kuoriaiset näyttävät hyötävän puiden stressitilasta, ja ne tappavat harvoin terveitä elinvoimaisia puita. Eräät neulasia ja lehtiä syövät hyönteiset menestyvät taas parhaiten hyväkasvuisilla puilla.

Stressin voimakkuus vaikuttaa olennaisesti hyönteisten menestymiseen. Kuoren alla elävät tai lehtiä imevät hyönteisryhmät näyttävät menestyvän parhaiten keskitason stressiasteen puilla. Erittäin voimakas stressi heikentää puuta niin paljon, että sen laatu kasvinsyöjien ravintona laskee (kuva 3.3).

Kasvun ja puolustuksen suhde

Puun kasvun ja puolustustason välisestä suhteesta on esitetty useita malleja. Hiili/ravinnetsapainomallin¹⁶ mukaan resistenssiyhdisteiden määrä puussa riippuu siitä, paljonko yhteyttämistuotteita puu pystyy käyttämään kasvuun. Tilanteessa, jossa yhteyttäminen on tehokasta, mutta kasvu on estynyt esimerkiksi typen puutteen takia, yhteyttämisen tuottamat ”ylimääräiset” sokerit ohjautuvat hiilipohjaisten resistenssiyhdisteiden tuotantoon. Tämän mallin mukaan esimerkiksi ravinteiden puute saattaa lisä-

tä puun resistenssiä. Vastaavasti lannoituksen yhteydessä yhteyttämistuotteet ohjautuvat pääosin kasvuun ja resistenssiyhdisteiden määrä saattaa vähetä. Kuivuus, varjostus tai voimakas neulaskato vähentävät yhteyttämistä, jolloin sokereita muodostuu vähän, ja niitä liikenee niukasti resistenssiyhdisteiden muodostamiseen.

Kasvu/erilaistumismalli^{125,57} perustuu paljolti samoihin oletuksiin kuin hiili/ravinnetsapainomalli. Kasvun estyessä esimerkiksi ravinnepuutoksen takia, yhteyttämisen tuottama ”ylimääräinen” hiili ohjautuu resistenssiyhdisteisiin. Tämä malli ottaa huomioon myös kasvukauden aikaiset muutokset puolustuskyvyssä. Esimerkiksi männyn rungossa kevään kasvuvaiheen aikana muodostunut solukko ei ole yhtä tehokkaasti puolustautuvaa kuin myöhemmin kesällä muodostunut ja paljon resistenssiyhdisteitä tuottava solukko. Yleensäkin kasvuvaiheen solukkojen puolustautuminen ja resistenssiyhdisteiden määrä on alempi (alkukesän lehdet) kuin kasvunsa päättäneiden solukkoiden (loppukesän lehdet).

Uusimmat mallit tarkastelevat kasvun ja puolustuksen suhdetta lähde/nieluarvion pohjalta⁶³. Kasvuvaiheen (nielu) aikana lehdistä tai neulasissa oleva puolustuksen määrä on alhainen ja vastaavasti lähdevaiheen aikana korkea. Tämä malli on päätynyt paljolti samoihin ennusteisiin kasvu/erilaistumismallin kanssa.

PUIDEN RAVINNETILA

Hannu Raitio

Neulasanalyyysi puiden ravinnetilan kuvaajana

Kasveille käyttökelpoisen typen niukkuus rajoittaa useimmiten kangasmetsiemme kasvua ja heikentää niiden kuntoa^{102, 219}. Muita ravinteita on kangasmailla yleensä puiden tarpeeseen nähden tyydyttävästi saatavilla joitakin pienialaisia poikkeuksia lukuunottamatta. Nor-

maalisti puiden yhteyttävät solukot kykenevät säätelemään ravinnepitoisuuksia ja ylläpitämään ravinnesuhteet tyypen nähden tyydyttävänä käyttämällä solukoihin varastoituneita ravinteita¹²¹. Puutostila voi kuitenkin syntyä erisyistä, ja se voi olla luonteeltaan joko primäärinen tai sekundäärinen¹⁷³. Primäärinen puutos syntyy silloin, kun kasvualustassa ei ole riittävästi ravinteita. Sekundäärinen puutoksen valitessa kasvualustassa on riittävästi ravinteita, mutta joko niiden otto tai kuljetus on vaikeutunut esimerkiksi hyönteisten tai hallan aiheuttamien rakenteellisten vaurioiden vuoksi.

Puiden ravinnetilaan vaikuttavat lukuisat eri tekijät. Viimeisten parin vuosikymmenen aikana on tutkittu intensiivisesti ilman epäpuhtauksien vaikutuksia puiden ravinnetilaan¹⁹³. Samoin on kartoitettu puiden kunnon ajallista ja paikallista vaihtelua eri menetelmin mm. neulasanalyysin²⁸.

Neulasten ravinnepitoisuudet

Metsien kunnon seurannan näytealoilta tehtiin puuston ravinnetilan peruskartoitus vuosina 1987–1989. Aineisto koostui 98 männiköstä ja 62 kuusikosta kerätyistä neulasnäytteistä¹⁷⁴. Tämän lisäksi on tehty alueellisia puuston ravinnetilan selvityksiä mm. Suomen Lapissa ja Kuolan niemimaalla¹⁷⁵, Merenkurkun alueella¹³⁴, Satakunnan kuivilla kankailla¹⁷⁶, Kainuussa ja Kostamuksen ympäristössä sekä Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella¹²⁶.

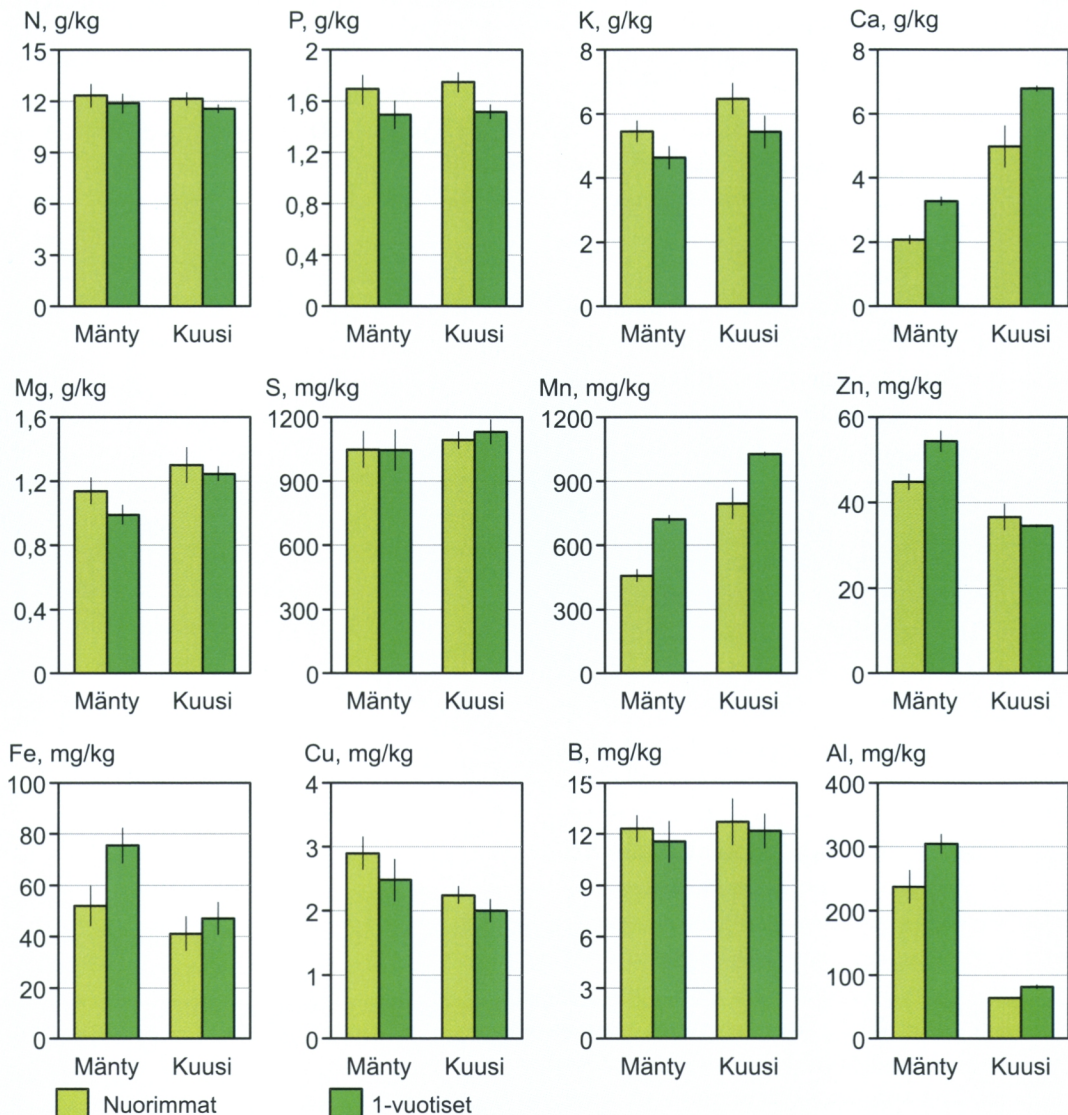
Seurannan näytealoilta tehty neulasanalyysit osoittivat (kuva 3.4), että männiköistä yli puolella ja kuusikoista noin 40 %:lla oli typen puutosta¹⁷⁴. Fosforin puutosta ilmeni männiköissä noin 20–30 %:lla ja kuusikoissa hieman enemmän. Kaliumin, magnesiumin tai kalsiumin puutosta ei ilmennyt lainkaan. Hivenravinteista boorin puutos oli hieman yleisempi kuusikoissa kuin männiköissä¹⁷⁴. Typen ja fosforin niukkuus on tullut esiin myös alueellisissa puuston ravinnetilan tutkimuksissa eri puolilla Suomea^{126, 175, 176, 134}.

Suuressa osassa Eurooppaa typpilaskeuma kasvaa edelleen, ja lisääntynyt typen saataavuus on saattanut paikoin lisätä puuston kasvua²⁰³. Toisaalta typpilaskeuma voi pitkällä aikavälillä vääristää ravinnesuhteita. Tähänastisten tulosten mukaan typpilaskeuma ei ole Suomessa aiheuttanut tausta-alueilla typen yliannostusta. Sen sijaan paikallisia typpipäästöjen aiheuttamia vaurioita on todettu turkistarhojen välittömässä läheisyydessä esimerkiksi Pohjanmaalla¹⁶³.

Männyn nuorimpien neulasten kalium-, magnesium-, kupari- ja sinkkipitoisuudet olivat vuosien 1987–1989 aineistossa keskimäärin korkeampia Pohjois-Suomessa kuin Etelä-Suomessa. Tämä selittyy osin geologisilla eroilla. Typpi- ja rautapitoisuuksien suhteen tilanne oli puolestaan päinvastainen, ts. korkeimmat pitoisuudet keskittyivät Kokkola–Lappeenranta -linjan eteläpuolelle. Muilla analysoiduilla alkuaineilla ei ilmennyt alueellisia eroja. Kuusen osalta vastaava vertailu oli epävarmaa, koska aineistoa oli ainoastaan Etelä-Suomesta¹⁷⁴.

Monissa keskieuropalaisissa tutkimuksissa happamilla mailla kasvavien kuusten vanhimpien neulasten kellastuminen on aiheutunut magnesiumin puutoksesta⁶⁶. Kalkkipitoisilla mailla neulasten kellastuminen on puolestaan aiheutunut kaliumin puutoksesta¹⁷⁹. Kangas-metsissämme kaliumin puutosta ei toistaiseksi ole havaittu¹⁷⁴, mutta magnesiumin ja kalsiumin niukkuutta on ilmennyt etenkin Satakunnan karuilla mäntykankailla¹⁷⁶. Vuosina 1987–1989 kerätyssä aineistossa männyn neulasten rikkipitoisuudet olivat korkeimpia Etelä-Suomessa sekä Itä-Lapissa.

Metalliteollisuuden päästöjen seurauksena neulasten kohonneita raskasmetallipitoisuuksia on havaittu Harjavallan (s. 205) ja Tornion ympäristöissä^{175, 230} sekä Inarin Lapissa¹⁷⁵. Harjavallan alueella selvästi kohonneita pitoisuuksia on noin 5 km:n etäisyydellä päästölähteistä, mutta lievästi kohonneita pitoisuuksia esiintyy laajemmalla alueella⁸⁵. Inarin Lapin lievästi kohonneet raskasmetallipitoisuudet aiheutuvat lähinnä Nikelin sulattojen päästöistä¹⁷⁵.



Kuva 3.4. Männyn ja kuusen nuorimpien ja yksivuotisten neulasten keskimääräiset alkuainepitoisuudet vuosina 1987–1989 sekä vuosien välinen keskihajonta.

Ravinnepitoisuuksien muutokset pitkällä aikavälillä

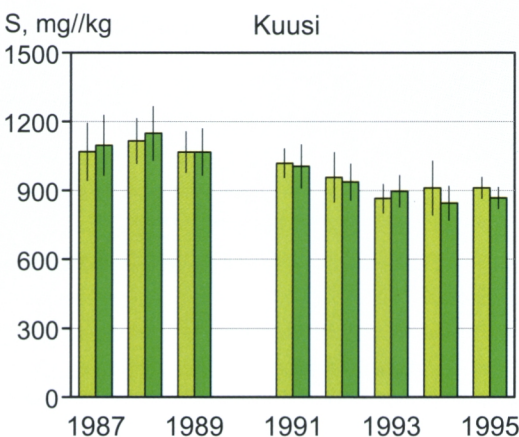
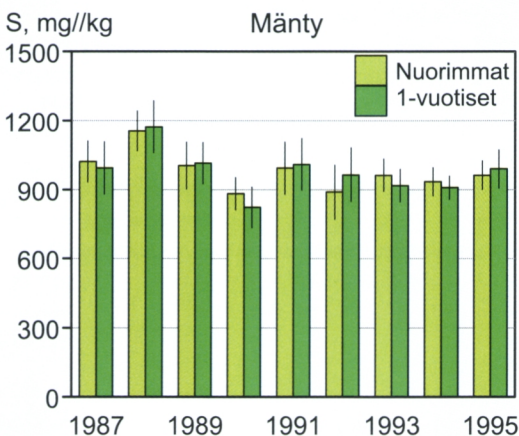
Puuston ravinnetilan muutoksia on seurattu systemaattisesti vuodesta 1987 lähtien noin 30 metsikössä eri puolilla Suomea. Neulasten ravinnepitoisuuksissa ei havaittu selvää kehityssuuntaa tutkimusjakson aikana, lukuun ottamatta kuusen neulasten rikki- ja rautapitoisuuksia (kuva 3.5). Kuusen neulasten rik-

kipitoisuudet ovat laskeneet 1980-luvun lopulta lähtien vajaat 200 mg/kg. Tulos heijastanee rikkilaskeuman alenemista. Heikko laskeva suuntaus ilmeni myös rautapitoisuuksissa, mutta tälle ilmiölle ei ole varmaa selitystä.

Neulasten ravinnepitoisuuksiin vaikuttavat monet eri tekijät, esimerkiksi lämpöolojen ja sademäärän vuotuinen vaihtelu^{174, 134}. Vaikka sääolojen vaikutus on monissa tutkimuksissa tullut selvästi esiin^{31, 20}, Suomesta kerätyssä

aineistossa mallilaskelmilla arvioidut näyteala-kohtaiset lämpösummat ja sademäärät selittivät varsin vähän neulasten ravinnepitoisuuksien vuosien välistä vaihtelua. Riippuvuudet olivat selvempiä kuusella kuin männyllä.

Tuloksia systemaattisista, pitkäaikaisista puuston ravinnetilan seurannoista on toistaiseksi varsin vähän. Itävallassa kuusten ravinnetilaa on seurattu vuodesta 1983 lähtien²⁰⁴. Tämän tutkimuksen mukaan ilman epäpuhtauksilla ei ollut valtakunnallisesti haitallisia vaikutuksia puuston ravinnetilaan. Ravinnepitoisuuksien muutokset vuosina 1983–1992 ovat olleet vähäisiä ja alueellisesti vaihtelevia.



Kuva 3.5. Männyksen ja kuusen nuorimpien ja yksi-vuotisten neulasten keskimääräiset rikkipitoisuudet keskihajontoineen vuosina 1987–1995.

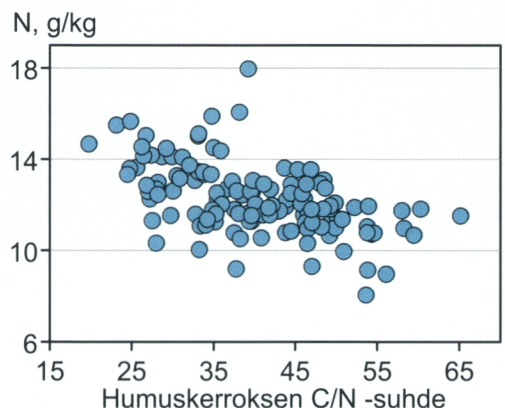
Neulasten ravinnepitoisuudet suhteessa maan ravinnepitoisuuksiin sekä typpi- ja rikkilaskeumiin

Pekka Tamminen ja Hannu Raitio

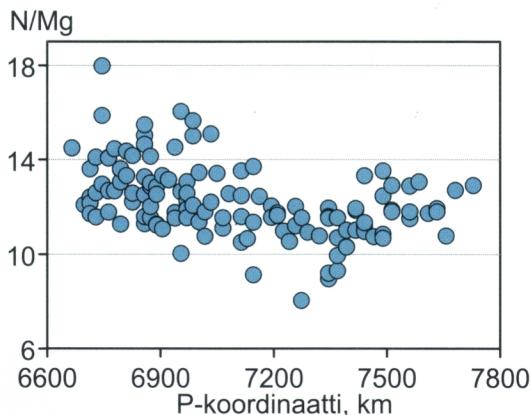
Pysyviltä näytealoilta kerättyjen neulas- ja maanäytteiden perusteella tarkasteltiin, miten näytealan maantieteellinen sijainti ja lämpöilma-asto, puuston ikä, kasvupaikan ja maaperän ominaisuudet sekä typen ja rikin laskeumat vaikuttavat neulasten ravinnepitoisuuksiin. Neulasnäytteet oli kerätty vuosina 1987–1989 (s. 87), ja tarkastelussa käytettiin kahden viimeisimmän neulasvuosikerran kolmen vuoden keskiarvoja. Maanäytteet oli puolestaan kerätty vuosina 1986–1989 ja 1995 (s. 65). Aineistoon kuului 77 männikköä ja 52 kuusikkoa.

Neulasten ravinnepitoisuuksia pystyttiin selittämään em. muuttujilla melko huonosti. Parhaiten selittyi neulasten typpipitoisuus metsikön sijaintia, kasvupaikkaa ja maaperää kuvaavien tunnusten avulla. Neulasten ja maaperän typpitunnusten välillä vallitsi kiinteämpi yhteys (kuva 3.6) kuin muiden ravinteiden pitoisuuksien välillä.

Vain yhdessä tapauksessa neulasten ravinnepitoisuuksia selitti selvästi parhaiten saman ravinteen pitoisuus maassa: kuusen



Kuva 3.6. Männyksen ja kuusen neulasten typpipitoisuuden riippuvuus humuskerroksen C/N-suhteesta.



Kuva 3.7. Männyn ja kuusen neulasten N/Mg-suhteen riippuvuus metsikön pohjoiskoordinaatista.

neulasten tyyppipitoisuutta selitti humuskerroksen C/N-suhde. Muutoin paras selittäjä oli monesti maaperän ravinnetunnus, mutta ei kuitenkaan samaa ravinnetta kuvaava tunnus. Näytti myös siltä, että maan ravinnepitoisuuden kasvaessa neulasten ravinnepitoisuus kasvoi likimain suoraviivaisesti tasaantumatta korkeimmillakaan maan ravinnepitoisuuksilla (kuva 3.6).

Näytemetsiköiden rikki- ja typpilaskeumia kuvattiin vuosien 1986 ja 1990 keskiarvoilla, jotka laskettiin Ilmatieteen laitoksen toimittamien estimaattien avulla. Ammoniumtyppilaskeuma korreloi positiivisesti mm. männyn neulasten typpi-, kalsium- ja booripitoisuuksien kanssa, mutta vain kalsiumpitoisuuksille se oli tärkein selittäjä. Männyn neulasten rikkipitoisuutta selitti parhaiten humuskerroksen C/N-suhde ja kuusen neulasten rikkipitoisuutta puolestaan lämpösusuma. Kummasakaan tapauksessa sulfaattirikkilaskeuma ei korreloinut neulasten rikkipitoisuuden kanssa.

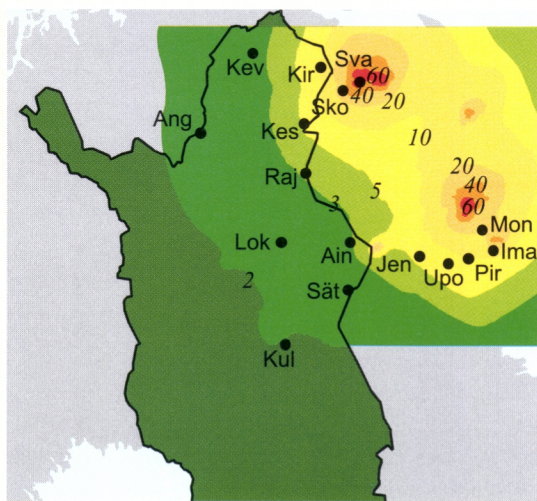
Kun neulasten ravinnesuhteiden muuttamista tarkasteltiin kohteen sijainnin perusteella, havaittiin etelästä pohjoiseen selvä laskeva suunta N/K-, N/Mg-, N/P- ja N/S-suhteissa. Näistä esimerkkinä esitetään N/Mg-suhde kuvassa 3.7. Humuskerroksessa vain N/P-suhde laski pohjoiseen toisin kuin N/Ca- ja N/S-suhteet, jotka laskivat etelään, ja N/Mg-suhde, joka ei riippunut sijainnista.

ILMAN RIKKIDIOKSIDIPITOISUUS JA NEULASTEN RIKKIPITOISUUS

Hannu Raitio, Juha-Pekka Tuovinen ja Pia Anttila

Rikki on puille välttämätön ravinne, koska se on proteiinien ja entsyymien rakenneseos. Suurimman osan tarvitsemastaan rikistä puut ottavat juurillaan maasta sulfaatti-ionina (SO_4^{2-}), mutta osa puiden käyttämästä rikistä on peräisin suoraan ilmasta¹³². Lehtien ja neulasten ilmarakojen kautta kulkeutuva rikkidioksidi (SO_2) muodostaa solukoissa olevan veden kanssa kasveille haitallista rikkihapoketta²³⁷, jonka kasvit joko pelkistävät aineenvaihdunnassa sulfidiksi tai hapettavat rikkihapoksi²⁷. Osa pelkistyneestä rikistä vapautuu takaisin ilmaan vetysulfidina (H_2S) suurimman osan muuntuessa kysteiniiniksi tai muiksi haitattomiksi orgaanisiksi rikkiyhdisteiksi⁷³. Hapettuessa muodostuvat reaktiiviset sulfiitti- ja bisulfiitti-ionit alentavat osaltaan rikkidioksidin haitallisuutta, mutta niiden muodostuminen aiheuttaa sulfaatin ja protonien kertymisen solulimaan. Sululiman korkea sulfaattipitoisuus puolestaan estää monia välttämättömiä aineenvaihduntareaktioita²³¹.

Ilman rikkidioksidi- tai maaperän sulfaattipitoisuuksien kohotessa myös neulasten rikkipitoisuus

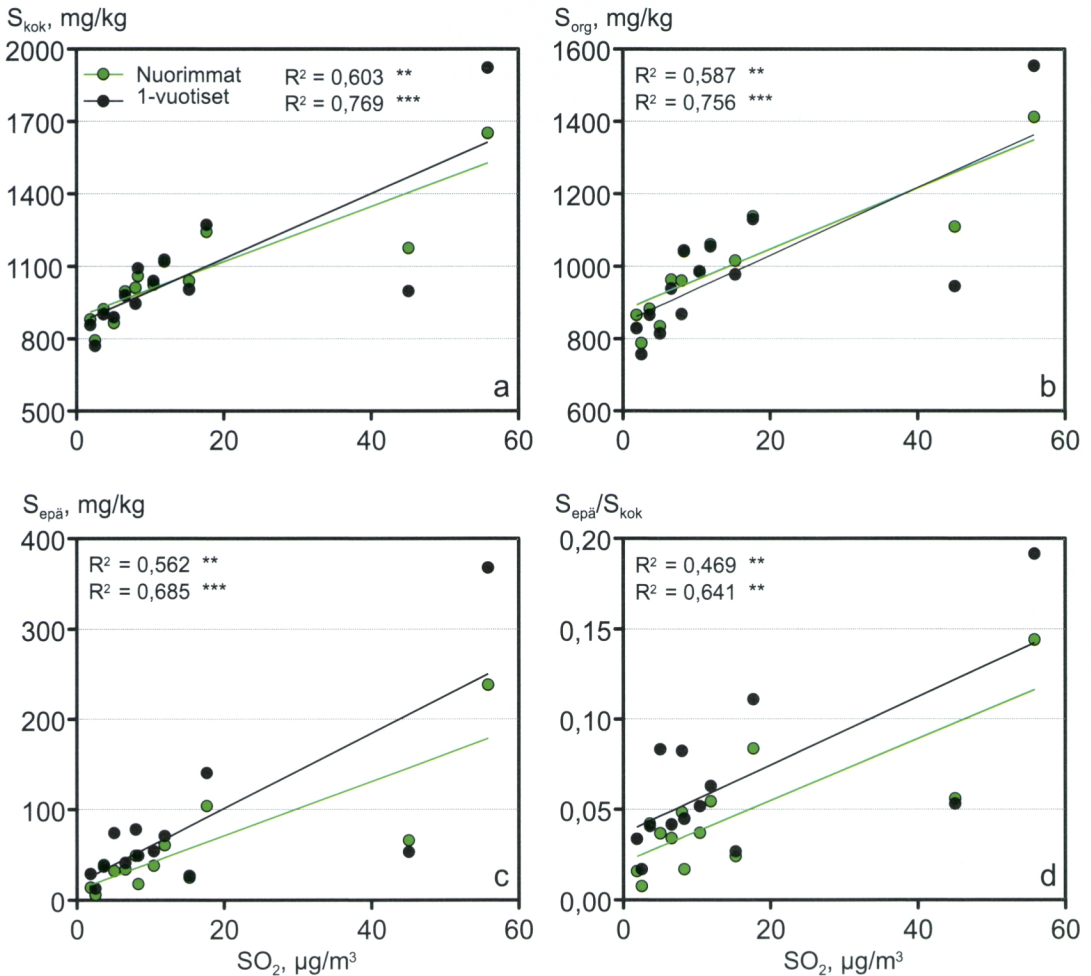


Kuva 3.8. Näytealojen sijainti Kuolan niemimaalla ja Suomen Lapissa. Karttapohja kuvaa leviämismallilla arvioitua ilman keskimääräistä rikkidioksidi-pitoisuutta ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Lyhennykset taulukossa 3.1.

det nousevat^{28, 130}. Altistuminen rikkidioksidille saattaa lisätä pelkistyneiden rikkiyhdisteiden (kysteiini, glutationi) määrää, jotka tosin hidastavat sulfaatin ottoa juurten kautta. Näin ollen lehtien tai neulasten epäorgaanisen ja orgaanisen rikin suhde saattaa kuvata paremmin vallitsevaa rikkikuormitusta kuin kokonaisrikkipitoisuus⁴⁴.

Kuolan niemimaan metallisulattojen välittömässä läheisyydessä ilman vuotuiset keskimääräiset rikkidioksidipitoisuudet ovat mallilaskelmien mukaan yli 50 µg/m³, mutta Suomen Lapissa vain 1 µg/m³ (kuva 3.8). Vuonna 1990 neulasten kokonaisrikkipitoisuudet tällä alueella vaihtelivat puolestaan

741–2 017 mg/kg. Korkeimmat kokonaisrikkipitoisuudet (> 1 200 mg/kg) tavattiin 40 km:n säteellä sulatoista alueella, jolla ilman vuotuinen keskimääräinen rikkidioksidipitoisuus ylitti 10 µg/m³¹⁷⁷. Sekä neulasten kokonaisrikkipitoisuudet että orgaanisen ja epäorgaanisen rikin pitoisuudet korreloivat voimakkaasti mallilaskelmiin perustuvan ilman keskimääräisen rikkidioksidipitoisuuden kanssa (kuva 3.9). Tulos osoittaa, että myös arktisissa oloissa lyhyestä kasvukaudesta huolimatta rikkidioksidin otto ilmarakojen kautta on tärkeä laskeuman vaikutuskanava¹⁷⁷.



Kuva 3.9. Ilman keskimääräisten rikkidioksidipitoisuuksien ja neulasten eri rikkimuotojen väliset riippuvuudet. S_{kok} = kokonaisrikki, S_{org} = orgaaninen rikki, $S_{\text{epä}}$ = epäorgaaninen rikki, $S_{\text{epä}}/S_{\text{kok}}$ = epäorgaanisen rikin ja kokonaisrikin pitoisuuksien suhde.

ILMAN EPÄPUHTAUDET JA NEULASTEN PAKKASKESTÄVYYS

Marja-Liisa Sutinen ja Hannu Raitio

Ilman epäpuhtaudet heikentävät havupuiden neulasten pakkaskestävyyttä. Tämä on todettu erityisesti otsonilla ja rikkidioksidilla, mutta myös raskasmetallit aiheuttavat joko suoraan tai ravinnehäiriön kautta pakkaskestävyyden alentumista. Pakkaskestävyyden heikentyminen vaarantaa puiden elinmahdollisuuksia pohjoisen ääreissä kasvuoloissa. Tästä esimerkkinä on Kuolan niemimaalla sijaitsevien metallisulattojen päästöjen vaikutus männyn neulasten kemialliseen koostumukseen ja pakkaskestävyyteen²⁰⁷.

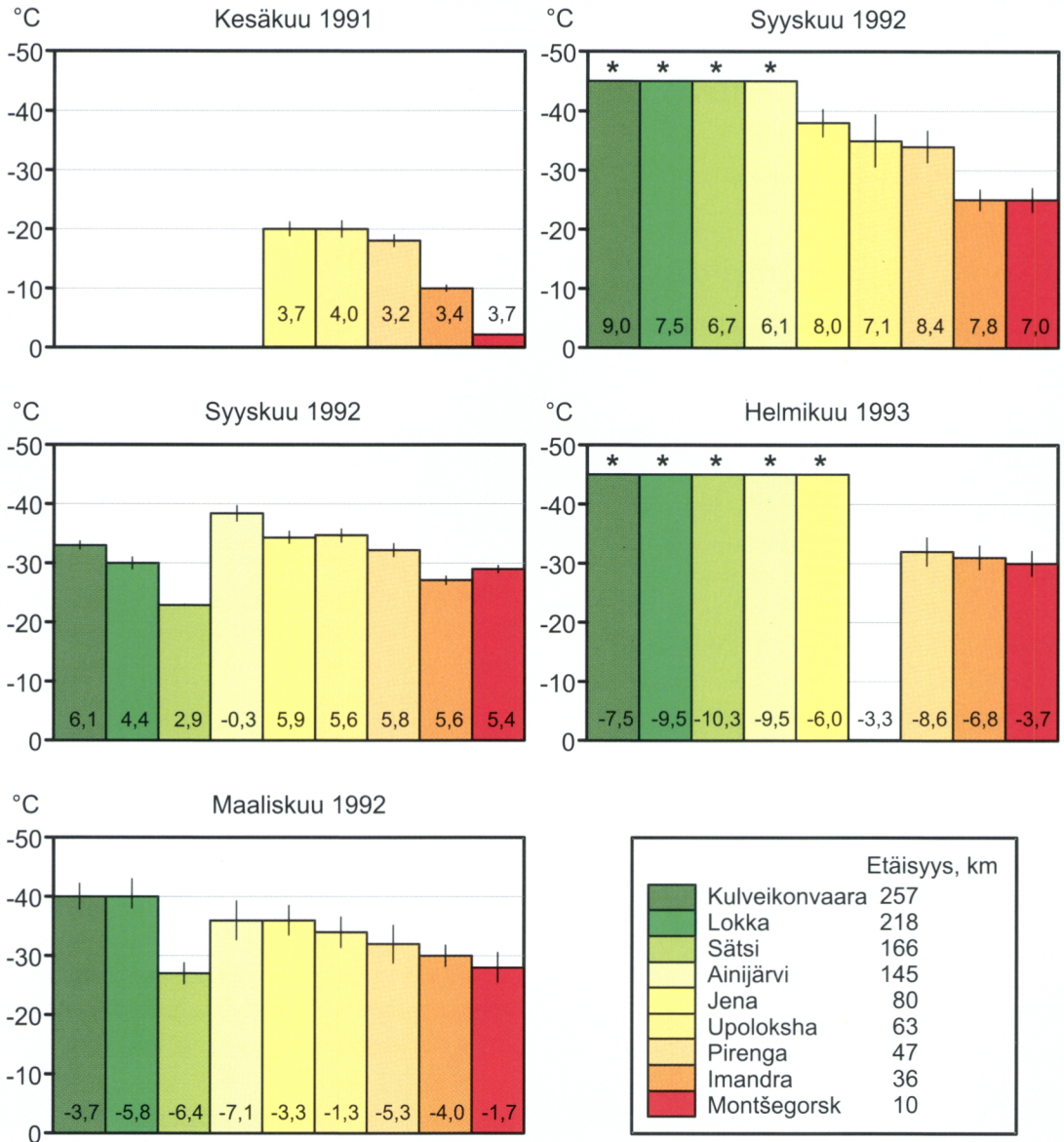
Männyn neulasten pakkaskestävyys mitattiin keskitalvella (maksimaalinen pakkaskestävyys), kevättalvella ja myöhäiskevällä (suveentumisvaihe) sekä syksyllä (talveentumisvaihe) vuosina 1991–1993. Näytealat sijaitsivat Montšegorskista etelään ja lounaaseen ja Nikelistä länteen pääosan ollessa Suomen Lapissa (s. 90). Pakkaskestävyys määritettiin altistamalla neulaset eri asteisiin pakkaslämpötiloihin ja arvioimalla pakkaskäsittelyn jälkeen neulasten vaurioitumisaste. Tämä tehtiin mitaamalla ionien ulosvuotoa solujen ulkokalvon läpi

tai arvioimalla silmämääräisesti neulasten ruskettumisaste. Neulasten kemiallinen koostumus määritettiin näytteistä, jotka kerättiin Suomen Lapista syksyllä 1990 ja Kuolasta syksyllä 1991.

Keskitalvella, tammi-helmikuussa neulasten pakkaskestävyys oli Suomen puoleisilla näytealoilla vähintään -55 °C. Pakkaskestävyys oli täten huomattavasti korkeampi kuin tarkastelualueella koskaan esiintyneet pakkaslukemat. Venäjän puolella neulasten pakkasensieto vaihteli siten, että keskitalvella se oli heikoin Montšegorskissa, -30 °C, ja paras 80 km:n päässä sulatosta sijaitsevassa Jenassa, yli -55 °C. Myöhäiskevällä, touko-kesäkuun vaihteessa neulasten pakkaskestävyys vaihteli suuresti Montšegorskin läheisyydessä (kuva 3.10). Aivan sulaton tuntumassa neulasten pakkaskestävyys oli ainoastaan -2 °C, kun se Jenassa oli -20 °C. Samaan aikaan Suomen puolella neulasten pakkaskestävyys oli noin -30 °C. Syys-lokakuussa mitatut pakkaskestävyyden arvot olivat samaa tasoa kuin myöhäiskevällä eikä näytealojen välillä ilmennyt huomattavia eroja.

Taulukko 3.1. Rikki-, kupari- ja nikkelpitoisuudet nuorimmissa ja yksivuotisissa neulasissa. Neulasnäytteet kerättiin Norjan ja Suomen näytealoilta loka-marraskuussa 1990 ja Venäjän näytealoilta syys-lokakuussa 1991.

Näyteala			Etäisyys päästöläh- teestä, km	S		Cu		Ni	
				nuor.	1-vuot.	nuor.	1-vuot.	nuor.	1-vuot.
				mg/kg					
Kuolan niemimaa									
Montšegorsk	Mon	10	1650	1920	146	178	124	209	
Imandra	Ima	36	1240	1270	51	63	23	29	
Pirenga	Pir	47	1120	1120	16	30	14	22	
Upoloksha	Upo	63	1050	1090	5	8	<2	<2	
Jena	Jen	80	990	980	3	2	<2	<2	
Norja									
Svanvik	Sva	14	1170	990	5	6	<2	9	
Skogfoss	Sko	30	1040	1000	4	5	<2	<2	
Suomen Lappi									
Ainijärvi	Ain	145	1040	1080	3	2	2	2	
Sätsi	Sät	166	900	840	3	2	<2	<2	
Lokka	Lok	218	870	820	2	2	<2	<2	
Kulveikonvaara	Kul	257	860	810	3	2	<2	<2	
Kirakkajärvi	Kir	58	960	920	3	3	<2	<2	
Kessi	Kes	89	860	920	3	3	<2	<2	
Raja-Jooseppi	Raj	128	780	740	2	2	<2	<2	
Kevo	Kev	132	880	830	3	<2	<2	<2	
Angeli	Ang	193	910	880	2	<2	<2	<2	



Kuva 3.10. Männyn neulasten pakkaskestävyyden vuodenaikainen vaihtelu Montsegorskista etelään ja lounaaseen sijainneilla näytealoilla. Pylväät kuvaavat 20 puun keskiarvoa keskihajontoineen. Tähdet osoittavat -45 °C korkeampia pakkaskestävyyksiä. Pylväiden sisällä on ilmaistu näytteenottoa edeltäneen 30 vrk:n keskilämpötila.

Metallisulattojen päästöt vaikuttivat neulasten kemialliseen koostumukseen. Muun muassa rikin, kuparin ja nikkelin pitoisuudet olivat selvästi korkeimmat sulattojen läheisyydessä ja alenivat etäisyyden kasvaessa päästölähteistä (taulukko 3.1). Neulasten pakkasensietokyvyn alhaisuus keväällä

Montsegorskin läheisyydessä johtui ilmeisesti sulaton päästöistä. Neulasten pakkaskestävyyden ja kemiallisen koostumuksen perusteella arvioidaan, että päästöjen vaikutusalue ulottuu noin 50 km etelään ja lounaaseen Montsegorskista.

OTSONIN VAIKUTUKSET PUIHIN JA METSÄHYÖNTEISIIN

Toini Holopainen ja Jarmo Holopainen

Otsonin muodostuminen

Ilmakehän ylemmissä kerroksissa eli stratosfäärissä otsoni (O_3) suodattaa maapallon eliöstölle haitallista UV-B-säteilyä (280–320 nm). Otsonikerrosta tuhoavien yhdisteiden vaikutuksesta UV-B-säteilyn on arvioitu lisääntyvän pohjoisilla leveysasteilla 5–10 % vuosikymmenessä¹⁷⁴. Ilmakehän kokonaisotsonista on ilmakehän alemmissa kerroksissa eli troposfäärissä vain noin 10 %, mutta se aiheuttaa merkittäviä kasvivaurioita. Lisäksi se on hiilidioksidin ja vesihöyryn jälkeen kolmanneksi tärkein kasvihuonekaasu ja sen pitoisuuden vuosittainen kasvunopeus (0,5–2,0 %) on suurempi kuin hiilidioksidilla¹⁸².

Toisin kuin useimmat kaasumaiset ilman epäpuhtaudet alailmakehän otsoni esiintyy korkeina pitoisuuksina varsin kaukana päästölähteistä, ja etenkin havupuita kasvavat vuoristo-alueet ovat alttiita kohonneille otsonipitoisuuksille. Syynä tähän on otsonin muodostuksen valokemiallinen luonne. Huomattava osa alailmakehän otsonista syntyy saastumattomilla tausta-alueilla UV-säteilyn käynnistämässä valokemiallisessa reaktioketjussa, jonka aloittavat hydroksyyli-radikaalit (HO) ja joissa osallisina ovat typpioksidi (NO), typpidioksidi (NO_2), metaani (CH_4) ja häkä (CO)¹⁰⁰. Havupuista vapautuvat hiilivedyt voivat lisäksi kiihdyttää valokemiallisia reaktioita⁹⁶.

Kaupunkiliikenteen päästöjen aiheuttamasta otsonista osa kulkeutuu ympäröiville alueille. Liikenteen jatkuva kasvu merkitsee alailmakehän otsonipitoisuuksien kohoamista. Otsonin esiintymiseen alailmakehässä vaikuttaa osaltaan kaukokulkeutuminen. Suomessa alailmakehän otsonipitoisuudet ovat jatkuvassa nousussa, missä osatekijänä lienee kau-

kokulkeutuminen Keski-Euroopasta. Varsinkin rannikkoalueilla otsonipitoisuudet ovat yleensä korkeimmillaan touko-kesäkuussa, mutta myös Keski-Suomessa mitatuilla pitoisuuksilla (60 ppb*) on jo merkitystä metsien kunnolle^{100, 96, 117}.

Otsonin vaikutusmekanismit

Otsonin vaikutus kasvisoluihin perustuu happiradikaalien muodostumiseen ja niiden tunkeutumiseen solun eri osiin, mutta vaikutusmekanismien yksityiskohtia ei vielä kaikilta osiltaan tunneta¹⁸¹. Kasveilla on monia mahdollisuuksia puolustautua hapettavaa stressiä vastaan, mm. lisäämällä peroksidaasi- ja superoksidi-dismutaasi (SOD) -entsyymien ja polyamiinien synteesiä. Ensimmäisiä vauriokohteita ovat viherhiukkaset, joiden biokemialliset ja rakenne-muutokset alentavat yhteyttämistä. Yhteyttämisen pimeäreaktiossa tärkeä Rubisco-entsyymi on erityisen herkkä otsonille¹⁶². Neulasten ja lehtien hienorakennetutkimus on paljastanut, että otsoni aiheuttaa viherhiukkasissa rakennemuutoksia jo varhaisessa vaiheessa, ja varsinkin havupuilla näitä muutoksia voidaan käyttää otsonivaurioiden diagnostiikassa. Otsonin tiedetään myös vaikuttavan solujen rasvakoostumukseen ja lisäävän etyleenin tuotantoa, mikä saattaa liittyä solujen nopeutuneeseen vanhenemiseen¹⁸¹.

Puiden otsoniherkkyys

Metsäpuistamme raudus- ja hieskoivut ovat osoittautuneet otsoniherkiksi lajeiksi (kuva 3.11). Niiden herkissä klooneissa ilmenee haitallisia vaikutuksia jo yhden kasvukauden jälkeen altistettaessa taimia lievästi taustasta kohotetuilla pitoisuuksilla^{137, 169}. Koivujen verson ja juurten kasvu alenee, lehtien määrä ja pinta-ala pienenevät ja lehtien kellastuminen syksyllä aikaistuu¹⁷⁰. Havupuiden otsonin kestävyys on keskimäärin parempi kuin koivujen ja merkitsevää kasvun taantumista on vaikea osoittaa

* 1 ppb = $2 \times \mu g/m^3$ (20 °C)



Kuva 3.11. Koivun otsonivaurio. Kuva J. Holopainen.

lyhytaikaisissa kokeissa¹⁷⁸. Kuitenkin sellaisina kasvukausina, jolloin on esiintynyt korkean otsonipitoisuuden jaksoja, myös havupuiden kasvu on alentunut ja vanhojen neulasten variseminen on nopeutunut. Kuusen ja männyn otsoniherkkyydessä ei ole ollut oleellisia eroja kenttä- ja kammiokokeissa^{178, 60}.

Malliennusteiden mukaan havupuiden kasvu ei välttämättä lisäännä, kun taas lehtipuiden ja etenkin koivun oletetaan hyötyvän ilmaston lämpenemisestä ja hiilidioksidipitoisuuden kasvusta⁹⁵. Korkeat otsonipitoisuudet voivat kuitenkin rajoittaa koivujen ja muiden lehtipuiden menestymistä karsimalla populaatiosta herkkimmät yksilöt. Herkkien koivukloonien suhteellinen osuus näyttää olevan jopa 30 % testatusta lisäyskannasta¹⁶⁹. Etelä-Suomen rannikkoalueilla kasvien saama otsonianos on suurempi kuin Keski- ja Itä-Suomessa johtuen lähinnä korkeammista yöaikaisista pitoisuuksista. Etelä-Suomessa vallitsevat otso-

nipitoisuudet saattavat jo aiheuttaa haittavaikutuksia koivuilla¹⁷⁰.

Otsoni vaikuttaa voimakkaimmin nuoriin vasta erilaistuneisiin lehtiin ja neulasiin. Sen sijaan korkean otsonialtistuksen aikana kehittyvät versot ja lehdet ovat selvästi kestävämpiä¹⁷¹. Tämä viittaa kasvien jonkinasteiseen sopeutumiseen lievästi kohonneita otsonipitoisuuksia vastaan. Koivun lehdistä sopeutuminen ilmenee myös rakenteellisesti lehtien pienempänä kokona, soluvälitilan osuuden vähenemisenä, ilmarakotiheden lisääntymisenä ja ilmarakojen koon pienentymisenä¹⁷¹. Näin ollen kasvukauden alussa esiintyvät korkeat otsonipitoisuudet ovat puille vähemmän haitallisia kuin kasvukaudella esiintyvät korkeat huiput.

Ravinnetila voi vaikuttaa puiden otsoniherkkyyteen. Rajoittuneen typen saannin huomattiin nopeuttavan koivuissa otsonin aiheuttamaa lehtien kellastumista ja voimistavan kasvun alenemista¹⁶⁸. Sekä typen puute että kohonneet otsonipitoisuudet nopeuttavat kasvisolujen vanhenemista, joten tässä suhteessa yhteisvaikutus on hyvin ymmärrettävä¹⁶². Pohjoisilla alueilla metsämaa on monin paikoin luontaisesti ravinneköyhää, mikä voi lisätä metsien otsonialttiutta. Otsoni voi myös nopeuttaa liikkuvien ravinteiden, erityisesti typen, siirtoa vanhemmista neulasista nuorimpaan ja yhteyttämisen kannalta aktiivisimpaan vuosikertaan^{21, 178}. Havupuiden taimissa on tilapäisenä otsonin varhaisvaikutuksena havaittu version kasvun ja mykoritsojen määrän lisääntymistä, jotka kuitenkin kääntyvät laskuun altistuksen jatkuessa¹⁷⁸. Nämä voivat liittyä lisääntyneeseen ravinnetarpeeseen ja yhteyttämistuotteiden allokontointiin nuorimman version käyttöön. Puiden otsoninkestävyys voisi näin ollen aluksi lisääntyä typpilaskeuman seurauksena. Lisääntyvä tyyppi voi kuitenkin happaamittaa maaperää, ja se voi olla haitallinen puiden sienijuurille^{25, 58}, mikä voi johtaa ravinne-epätasapainoon.

Otsonin haitalliset vaikutukset kasveihin tulevat yleensä esiin sekä vallitsevassa että kohotetussa hiilidioksidipitoisuudessa^{9, 160}. Kahdella haapakloonilla tehdyt kokeet osoittivat,

että tausta-arvoihin nähden kaksinkertaistetun otsonin haittavaikutukset yhteyttämiseen olivat jopa voimakkaampia kohotetussa hiilidioksidipitoisuudessa kasvatetuilla taimilla¹⁰³. Näin ollen kohoava otsonipitoisuus vähentää kohoavan hiilidioksidipitoisuuden edullisia vaikutuksia kasveihin.

Otsonin metsävaikutusten kriittiset raja-arvot

Euroopan talouskomission (YK-ECE) alaisuudessa tarkennettiin otsonin kriittiset raja-arvot mm. metsäpuille¹¹¹ (taulukko 3.2) keväällä 1996. Raja-arvoina käytetään kumulatiivista altistussummaa, joka käsittää kynnsarvon 40 ppb ylittävät tuntikeskiarvot. Siitä käytettävä lyhenne on AOT40 (accumulated exposure over a threshold of 40 ppb). Kasvit voivat oireilla jo alemmissakin otsonipitoisuuksissa. Metsäpuiden otsonialtistus kertyy usean vuoden aikana. Kriittiseksi arvoksi koko kasvukauden (6 kk) ajalle päädyttiin arvoon 10 000 ppb h. AOT40 arvon ylittymisen laskentaperusteeksi suositellaan viiden perättäisen kasvukauden keskiarvoa. Otsonipitoisuuden vaikutukset eurooppalaisten metsäpuiden kasvuun tunnetaan parhaiten pyökiltä. Koivun kannalta esitetty raja-arvo saattaa olla hieman liian korkea. Metsäpuiden kasvun kannalta kriittinen AOT40 10 000 ppb h ylittyy Suomessa muutamina vuosina, kun laskentajakso alkaa huhtikuun alussa ja päättyy syyskuun loppuun. Jos mukaan otetaan vain valoisan ajan tunnit, joiden keskilämpötila on yli 5 °C, jää AOT40 arvo selvästi alemmaksi.

Taulukko 3.2. Kriittiset ilman otsonipitoisuuden raja-arvot, joiden ylittymisen katsotaan aiheuttavan haittaa eri kasviryhmien kasvuille.

	Määrittysjakso, kk	AOT40, ppb h
Viljelykasvit	3	3 000
Luonnonkasvit	3	3 000
Metsäpuut	6	10 000

Otsoni ja metsähyönteiset

Tietoa ilman epäpuhtauksien vaikutuksista puilla esiintyviin hyönteisiin on saatu runsaasti teollisuusympäristöistä, joissa ilman epäpuhtaudet tulevat pistemäisestä päästölähteestä. Tutkimuksissa on usein havaittu populaatiohuippu lievän vaikutuksen alueella¹⁵⁷, missä ilman epäpuhtaudet eivät suoranaisesti vielä vaurioita puita. Etenkin kirvat ovat herkkiä reagoimaan ilman epäpuhtauksien aiheuttamaan stressiin isäntäkasvissa.

Otsonialtistuskokeiden tulokset pääasiallisissa puuvartisilla kasveilla ovat osoittaneet kirvojen kasvun lisääntymistä yhtä usein kuin alenemistakin ja kolmasosa tutkimuksista ei ole todentanut merkitsevää vastetta otsoniin²⁹. Otsonin vaikutus kirvoihin on osittain lämpötilariippuvaista¹⁴. Tämä selittää kuusen ja männyn kirvojen vasteiden vuosien välisen vaihtelun otsonilla tehdyissä avokenttäaltistuksissa⁶⁰. Kenttäkokeissa kuusen juurikirvat ovat vähentyneet otsonialtistuksessa¹⁸⁹.

Purevasuisilla perhos- ja kovakuoriaistoukilla on saatu kirvojen tavoin varsin ristiriitaisia tuloksia kokeellisista otsonialtistuksista. Mäntypistiäisten toukkien kasvuun otsonipitoisuuden kohoaminen ei kuitenkaan vaikuttanut¹²⁷.

SOLU- JA SOLUKKOMUUTOKSET

Sirkka Sutinen ja Minna Mäenpää

Solurakenteen tutkiminen

Havupuiden neulasista tunnetaan useille haitta-tekijöille ominaisia mikroskooppisia vaurio-oireita^{35, 61, 210}. Niiden syy-yhteyksiä on jäljitetty solurakennetutkimuksin sekä kokeellisesti eri tavoin käsiteltyjen puiden että maastossa

kasvaneiden puiden neulasista. Tulosten perusteella voidaan mm. tarkastella, miten havaittu solutasen muutos vaikuttaa kasvin toimintoihin tai mikä biokemiallinen muutos on edeltänyt rakenteellista muutosta. Tässä yhteydessä tarkastellaan: 1) vaikuttavatko suhteellisen alhaisina pidetyt, luonnossakin mitattavat saastepitoisuudet haitallisesti neulasiin, 2) aiheuttavatko erilaiset haittatekijät erilaisen vaurio-oireen ja 3) ovatko eri tekijöiden aiheuttamat oireet solukossa tunnistettavissa, kun useat tekijät vaikuttavat yhtäaikaan ja/tai peräkkäin. Toisin sanoen, voidaanko neulasten rakennetta ja siinä tapahtuvia muutoksia käyttää vaurion aiheuttajan tunnistamiseen myös luonnossa.

Aikaisemmissa kokeellisissa tutkimuksissa käytettiin korkeita saastepitoisuuksia ja lyhyitä altistusaikoja, joten tulosten soveltaminen luonnonoloihin oli vaikeaa. Tämän vuoksi nykyisin käytetään alhaisempia, luonnon tilannetta vastaavia saastepitoisuuksia ja pitkiä altistusaikoja. Kokeita voidaan tehdä joko laboratoriossa suljetuissa kammioissa, joissa olosuhteet ovat tarkoin säädeltävissä tai maastossa joko kammio- tai avokenttäaltistuksina. Kenttäkokeissa olosuhteiden säätely on vaikeammin hallittavissa kuin laboratoriossa, mutta ekologinen vastavuus on parempi.

Mikroskooppista tutkimusta varten neulasten solukko on säilytettävä mahdollisimman samanlaisena kuin se on keräyshetkellä. Vaurioiden syy-seuraussuhteiden selvittämiseksi pitäisi tutkia mahdollisimman terveennäköisiä neulasia, koska väriavallissa neulasissa saattaa olla jo toissijaisia muutoksia, jotka voivat johtaa väärään johtopäätökseen. Ensisijaisilla muutoksilla, joiden avulla pyritään haittatekijän jäljille, tarkoitetaan tässä yhteydessä rakenteessa tavattavia varhaisoireita eikä niinkään biokemiallisia muutoksia, jotka tapahtuvat jo ennen rakennemuutosta.

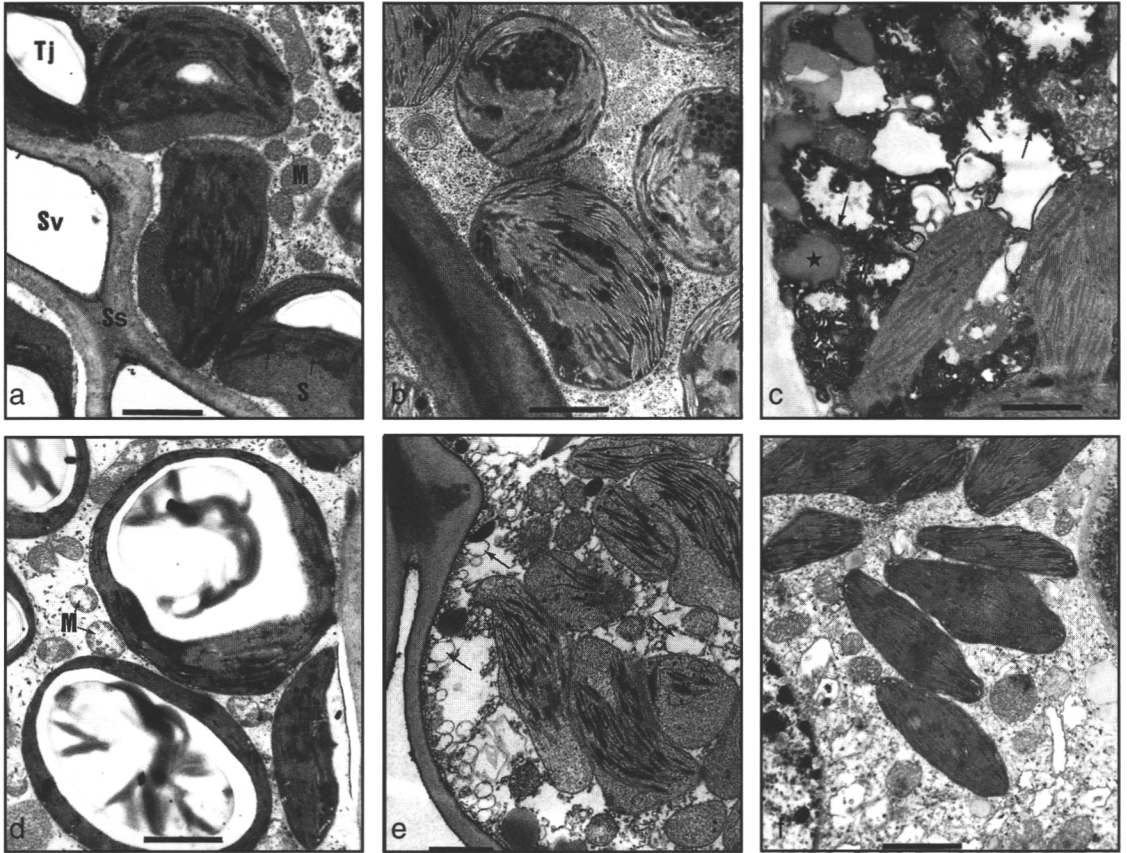
Neulasen normaali rakenne

Havupuiden neulasten poikkileikkauksissa uloimpana on erotettavissa kaksi pintasolukerrosta, epidermi ja hypodermi. Näiden alla on yhteyttävä solukko, mesofylli, joka huolehtii neulasen ja koko puun energian tuotosta. Tämän solukon vaurioituminen heijastuu puun kuntoon. Mesofyllissä on soluvälitiloja (ilmaonteloita) ja pihkatiehyitä. Energian tuotto tapahtuu viherhiukkasissa, jotka ovat muodoltaan jyvämäisiä. Niiden perusmassa, strooma, on vaalea ja siinä erottuu nauhamainen yhteyttävä kalvosto sekä tummia pieniä rasvapalloja, plastoglobuleita. Kasvukauden aikana viherhiukkasiin kertyy tärkkelystä. Viherhiukkasten lisäksi yhteyttävissä soluissa on muitakin soluelimiä kuten mitokondriot (kuva 3.12), jotka huolehtivat solun hengityksestä.

Neulasen keskellä on johtojänne, jota ympäröi litteiden solujen muodostama solukerros, endodermi. Tämän sisäpuolella ovat puu- ja nilasolut, joista edellinen huolehtii veden sekä ravinteiden ja jälkimmäinen yhteyttämistuotteiden kuljettamisesta. Näiden solukoiden vaurioituminen on puulle haitallista ja ajan mittaan jopa tuhoisaa.

Syy-seuraussuhteiden tutkimuksen kannalta tärkeitä ovat mm. seuraavat neulasista tehdyt havainnot:

- 1) Neulasten rakenne on pieniä, usein vuoden-aikaan liittyviä yksityiskohtia lukuunottamatta samanlainen kaikkialla terveessä puussa²¹⁵.
- 2) Samanikäisten, terveiden neulasten rakenne on samanlainen kaikenikäisissä puissa^{208, 59}.
- 3) Samanikäiset, terveet neulaset ovat samanlaisia rakenteeltaan Keski-Eurooppasta Suomen Lappiin. Samanlaisuus pätee myös eri korkeuksilta kerättyjen terveiden neulasten kesken^{201, 208}. Myös erilaisilla maaperillä kasvaneiden puiden neulaset ovat solutasolla samanlaisia ellei varsinaista ravinnepuutosta ilmene.
- 4) Sama haittatekijä aiheuttaa yleensä samanlaisen oireen solutasolla, olipa kysymyksessä kuusen tai männyn neulanen²¹⁰.



Kuva 3.12. Elektronimikroskooppikuvia neulasten solurakenteesta.

- Terveen kuusen yksivuotisen neulasen yhteyttävä solu kevätilanteessa. Tärkkelysjiyvän (Tj) näkyy vaaleana rakeena viherhiukkasissa, joiden perusmassa, strooma (S) on vaaleahko. Stroomassa näkyy yhteyttävä kalvosto (nuolet) sekä tummia rasvapalloja. Kuvassa näkyy myös mitokondrioita (M), soluseinää (Ss) ja solulätilä (Sv). Mittajana on 2 μm .
- Vedenpuutteen aiheuttama yhteyttävän solukon solumuutos kuusen yksivuotisessa neulasessa. Viherhiukkaset ovat pyöristyneet eikä niissä ole kasvukaudelle tyypillistä tärkkelysjiyvää. Mittajana on 2 μm .
- Kaliumin puutosoire männyn yksivuotisen neulasen yhteyttävässä solussa. Keskusvakuolin kalvo on voimakkaasti kihartunut (nuolet) ja solulimaan on kertynyt ylimääräistä rasvaa (tähti). Mittajana on 1 μm .
- Fosforin puutosoire kuusen yksivuotisen neulasen yhteyttävässä solussa. Viherhiukkaset ja tärkkelysjiyvät ovat normaalia suuremmat ja mitokondriot (M) vaurioituneet. Mittajana on 2 μm .
- Happaman märkälasseuman aiheuttama oire männyn puolivuotisen neulasen yhteyttävässä solussa. Solun ulkokalvo ja solulima ovat voimakkaasti rakkuloituneet (nuolet). Mittajana on 2 μm .
- Otsionalistuksen aiheuttama oire kuusen yksivuotisen neulasen yhteyttävässä solussa. Viherhiukkaset ovat huomattavasti pienempiä kuin normaalisti ja niiden perusmassa on tumma. Mittajana on 2 μm .

Luontaiset tekijät

Vanhenevassa neulasessa viherhiukkaset kapeenevat, perusmassa harvenee ja rasvat lisääntyvät sekä viherhiukkasissa että solulimassa^{208, 61}. Kuusen neulasissa muutokset alkavat näkyä neljän vuoden iässä. Ilmansaasteiden aiheuttamat vaikutukset puolestaan näkyvät jo ensimmäisen ja toisen vuoden neulasissa, joten vanhenemista ja ilmansaasteiden aiheuttamia oireita ei yleensä voida sekoittaa toisiinsa, jos tutkitavaksi kerätään nuorimpia neulasvuosikertoja.

Keinotekoisesti aiheutettu, hitaasti lisääntyvä maaperän kuivuus aiheuttaa soluissa viherhiukkasten pyöristymisen, tummumisen ja tärkkelysjiyvän katoamisen²¹⁰ (taulukko 3.3,

Keinotekoisesti aiheutettu, hitaasti lisääntyvä maaperän kuivuus aiheuttaa soluissa viherhiukkasten pyöristymisen, tummumisen ja tärkkelysjiyvän katoamisen²¹⁰ (taulukko 3.3,

Taulukko 3.3. Eräiden haittatekijöiden aiheuttamia solutasoisia muutoksia havupuiden kahdessa nuorimassa neulasvuosikerrassa. Lihavoidulla kirjoitetut muutokset muodostavat tyypillisen oireiston kullekin haittatekijälle. Muut muutokset ovat yleisempiä, useampien haittatekijöiden yhteydessä havaittavia muutoksia.

	Pakkanen	Kuivuus	-N	-P	-Mg	-Ca	-K	SO ₂	Hapan sade	O ₃
Yhteyttävä solukko										
Viherhiukkaset										
<i>koko</i>	–	–	pienentynyt	–	–	–	–	–	suurentunut	pienentynyt
<i>muoto</i>	–	pyöristynyt	kaventunut	–	–	–	–	pyöristynyt	–	–
<i>yht.kalvosto</i>	turvonnut	turvonnut laineileva	vähentynyt	–	turvonnut	–	–	vähentynyt turvonnut	lisääntynyt	–
<i>strooma</i>	vaalea/harva	tummunut	vaalea harva	tummunut	–	–	–	–	–	tummunut, rakeistunut
<i>plastoglobulit</i>	–	lisääntyneet	–	lisääntyneet, vaalenneet	lisääntyneet	–	lisääntyneet	lisääntyneet, muoto muuttunut	–	lisääntyneet
Solulima	harvennut, tuhoutunut	rasvoja kasaantunut	harvennut	–	–	–	rasvoja kasaantunut	tummunut, rasvoja kasaant.	rasvoja kasaant.	harvennut
Solukalvo	irronnut	irronnut	–	–	–	–	–	–	–	–
Mitokondriot	–	–	–	turvonneet	–	–	–	–	–	–
Tonoplasti	–	–	–	–	–	–	kihartunut	–	–	–
Tanniini	–	–	–	–	–	–	–	nauhoittunut	–	–
Johtosolukko										
Nilasolut	–	–	–	–	turvonneet hajonneet	–	–	–	–	–

kuva 3.12). Kun taimia kastellaan, palautuminen on havaittavissa varsin nopeasti viherhiukkasiin kerääntyneenä tärkkelyksenä. Kun kastelu lopetetaan kokonaan, alkuvaiheessa ilmenevät samat oireet kuin em. maastokokeessa. Lopulta solukalvot irtoavat ja solut tuhoutuvat¹⁵⁹. Viherhiukkasten pyöristymistä ja samanaikaista tärkkelyksen häviämistä ei ole todettu muiden haittatekijöiden yhteydessä. Kenttätutkimuksissa tätä oireistoa on tavattu äärimmäisen harvoin.

Sekä hallan että syys- tai talvipakkasten varhaisimpia oireita ovat mm. soluliman rakenteen harveneminen sekä tummien kasautumien ilmaantuminen viherhiukkasiin^{51, 184} (taulukko 3.3). Vaurion edetessä solun ulkokalvo tuhoutuu ja irtaantuu soluseinästä, jolloin solun sisältö pai-

nuu kasaan ja soluseinät murtuvat. Koko yhteyttävä solukko vaurioituu tasaisesti. Syksyisen pakkasaltistuksen aiheuttamat lievät solumuutokset ovat palautuvia, mikäli kasvuolot ovat vielä suotuisat¹⁸⁴. Maastotutkimuksissa pakkasen aiheuttamia soluvaurioita on kuvattu harvoin²⁰¹.

Ravinnepuutosten vaikutuksista havupuiden neulasten solukoihin tunnetaan mm. typen aiheuttama yhteyttävän kalvoston väheneminen, viherhiukkasten kutistuminen ja strooman vaaleneminen. Oireisto alkaa neulasen sisäosista^{34, 51, 159} (taulukko 3.3). Kaliumin puute aiheuttaa puolestaan rasvojen kertymistä ja solun vakuolien kalvojen voimakasta kihartumista⁵⁹ ja fosforin puute viherhiukkasten ja tärkkelysyvästen suurenemista ja mitokondrioiden

vaurioitumista^{159, 216} (kuva 3.12). Magnesiumin ja kalsiumin puutosoireet ilmenevät voimakkaimmin johtosolukoissa, joissa näkyy myös kaliumin aiheuttamia oireita^{34, 159} (taulukko 3.3). Solukktasolla useimpien ravinteiden puute ilmenee ensin neulasten johtosolukossa, kun taas ilmansaasteiden vaikutukset näkyvät ensin yhteyttävässä solukossa³⁵. Tutkimalla neulasten solukoiden vaurioitumisjärjestystä on siis mahdollista selvittää, onko vaurion aiheuttaja peräisin maaperästä vai ilmasta.

Ilmansaasteiden vaikutukset

Useimmat seuraavista esimerkkitapauksista ovat kokeellisista altistuksista, joissa havupuita on käsitelty tunnetuimmilla ilmansaasteilla luonnossa tavattavilla pitoisuuksilla. Näytteet on otettu vihreistä neulasista.

Korkea rikkidioksidipitoisuus ($> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aiheuttaa akuutin, äkillisen neulasvaurion. Suomessa tämäntasoisia rikkidioksidipitoisuuksia on yleensä vain päästölähteiden suoranaisilla vaikutusalueilla. Akuutti vaurio näkyy neulasen uloimpien solukerrosten solujen joukkotuhona. Äkillisten vaurioiden erottaminen toisistaan voi olla hankalaa. Tarkastelemalla vaurioituneiden solujen viereisiä, lievemmin vaurioituneita soluja on kuitenkin mahdollista tunnistaa oireisto ja jäljittää vaurion aiheuttaja.

Alhaisempi, pitkäaikainen rikkidioksidi-pitoisuus (alimmillaan jopa $\leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$)¹²⁹ aiheuttaa jopa vuosia piilevänä esiintyvän kroonisen vaurion. Tämäntasoisia rikkidioksidipitoisuuksia (kuukausi- ja/tai vuosikeskiarvoina) on Suomessa mitattu useissa taajamissa ja teollisuuslaitosten vaikutusalueilla. Piilevässä vauriossa keskusvakuolin tanniini, joka normaalisti on pienempinä tai suurempina rakeina, näkyy vaurioituneissa, solulimaltaan tummuneissa soluissa nauhamaisena keskusvakuolin reunoilla. Solulimassa on suuria, epämääräisen muotoisia rasvakasaumia, ja usein koko solun sisusta

on litistynyt soluseinän ja paksun tanniinikerroksen väliin. Viherhiukkaset saattavat pyöristyä ja niiden rasvapalloset, plastoglobulit, muuttua epämääräisen muotoisiksi ja näkyä joko vaaleina tai pahimmillaan reikämäisinä^{200, 110} (taulukko 3.3). Vaurioituminen alkaa yhteyttävästä solukosta ilmarakojen ja ilmaonteloiden läheisyydestä.

Rikkidioksidin aiheuttamia solutasoisia vaurioita on havaittu maastossa sekä tehtaiden lähiympäristöissä²⁰⁰ että kauempana ns. tausta-alueilla, joille rikkiä kulkeutuu suurista päästölähteistä^{214, 213}. Rikkidioksidin aiheuttamien solumuutosten määrät, kuten myös neulasten rikkipitoisuudet, alenevat suhteellisen nopeasti rikkipäästöjen vähentämisen jälkeen²¹³.

Suorien vaikutusten lisäksi rikkidioksidi vaikuttaa kasveihin myös happamoittamalla sadetta ja etenkin vettä, jota kertyy ohuena vesikalvona neulasten ja lehtien pinnoille. Kun havupuita on sadetettu happamoitetulla vedellä (pH 3,0–5,7), neulasissa on ilmennyt solutasoisia oireita jo yhden kasvukauden aikana^{59, 210}. Vaurio näkyy ensin yhteyttävässä solukossa, mikä on tyypillistä myös muille ilmansaasteille. Solun ulkokalvo ja solulima rakkuloituvat voimakkaasti (taulukko 3.3, kuva 3.12). Viherhiukkasten koko suurenee ja yhteyttävä kalvosto lisääntyy. Näiden muutosten on arveltu johtuvan vedessä olevasta tyydestä eikä niinkään veden happamuudesta¹⁹. Maastotutkimuksissa hapan-sadeoireita on todettu sekä eteläisessä että pohjoisessa Suomessa. Tämän oireen määrällinen esiintyminen näyttää liittyvän enemmänkin ilmassa olevien happamien ja neutraloivien epäpuhtauksien suhteeseen kuin pelkästään happamien yhdisteiden esiintymiseen²¹⁴.

Suomessa mitatut otsonipitoisuuksien tunkeskiarvot kasvukauden aikana ovat $60\text{--}100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Otsoni, kuten rikkidioksidikin, aiheuttaa sekä akuutteja että kroonisia vaikutuksia. Äkilliselle, korkean otsonipitoisuuden (useita satoja $\mu\text{g}/\text{m}^3$) aiheuttamalle vauriolle on tyypil-

listä neulasen ja lehden ilmarakojen läheisyydessä olevien solujen tuhoutuminen.

Alhaiset ($60\text{--}100\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$), mutta pitkäaikaiset otsonipitoisuudet aiheuttavat neulasiin piilevän oireiston, joka alkaa aina neulasen yläpinnan soluista. Kun altistus jatkuu, vaurio etenee asteittain sisempiin solukerroksiin. Solutasolla otsonin aiheuttama muutos näkyy ensin viherhiukkasten pienenemisenä sekä perusmassan tummumisena ja rakeistumisena^{215, 60} (taulukko 3.3; kuva 3.12). Otsonille tyypillinen oireisto on nykyisin varsin yleinen maastosta kerätyissä neulasnäytteissä^{214, 195}.

Viime aikoina on kiinnitetty huomiota myös kloorattuihin hiilivetyihin ja niiden aiheuttamiin kasvivaikutuksiin. Yhdisteet säilyvät sekä maaperässä että ilmassa kauan ja kulkeutuvat siten kauas päästölähteistään. Hiilivedyistä muodostuu mm. trikloorietikkahappoa, TCA:ta, jota on aiemmin käytetty yleisesti heinämaiden kasvien, kuten juolavehnän torjuntaan. Nytemmin TCA:ta on mitattu puiden neulasista ja lehdistä $1\text{--}180\text{ }\mu\text{g}/\text{kg}$ olevia pitoisuuksia sekä Suomen eri osista että Etelä-Saksasta^{41, 88}. Kokeellisten tutkimusten mukaan TCA kulkeutuu tehokkaasti neulasiin juurten ja jossain määrin myös neulasten kautta²¹².

TCA-altistus aiheuttaa neulasissa mm. viherhiukkasten koon, yhteytystehokkuuden ja lehtivihreän määrän muutoksia^{212, 211}. Solu- ja solukkotasoiset oireet ovat epäspesifisiä, joten neulasten mikroskooppinen tutkimus ei sovellu kentällä TCA:n syy-seuraussuhteiden selvittämiseen samoin kuin useimpien kaasumaisten epäpuhtauksien yhteydessä. Koska TCA saattaa käyttäytyä luonnossa tavattavina alhaisina pitoisuuksina kasvun säätelijöiden tapaan, juurten ja varren kasvusolukoiden mikroskooppinen tutkimus voisi olla neulasen solukkoja sopivampi syy-seuraussuhteiden selvittämiseen.

Muista saasteista on havupuilla tutkittu mm. fluorikaasun ja kloridin solutasoisia vaikutuksia⁶¹. Näilläkin saasteilla on kullekin haitta-tekijälle ominainen vaurio-oireisto.

Eri tekijöiden yhteisvaikutus

Rakennetutkimuksin on selvitetty mm. otsonin ja rikkidioksidin yhteisvaikutuksia²⁰⁹. Ilman-saasteiden ja luontaisten haitta-tekijöiden välisistä vaikutuksista on selvitetty mm. happaman sateen ja kaliumin puutteen⁵⁹, happaman sateen ja pakkasen⁶⁹, otsonin ja typen puutteen⁶¹ sekä rikki- ja typpidioksidin ja ravinnetilan¹⁵⁹ yhteisvaikutuksia. Yhteisvaikutukset ovat yleensä voimakkaampia kuin yksittäisen tekijän vaikutus. Solu- ja solukkotasolla useamman samanaikaisesti vaikuttavan tekijän aiheuttamat oireistot ovat erotettavissa toisistaan. Oireistot voivat esiintyä päällekkäisinä samassa solussa tai erillään vierekkäisissä soluissa. Maastonäytteissä on varsin yleistä, että solussa tai solukossa on useampaan haitta-tekijään liitettäviä oireita^{214, 213}, mikä solutasolla viittaa ns. monistressivaurioon.

Päätelmiä

Kokeellisin ja osin myös maastotutkimuksin on todettu, että ne ilmansaastepitoisuudet, joita nykyisin on luonnossa mitattavissa, voivat vaikuttaa haitallisesti havupuiden neulasiin vaurioittamalla mm. neulasten yhteyttävää solukkoa.

Eri haitta-tekijät aiheuttavat harvoja poikkeuksia lukuunottamatta neulasiin erilaisia, toisistaan erotettavia vaurio-oireita, vaikka yksittäinen muutos saattaa olla yhteinen monissa tapauksissa (esim. rasvojen kasaantuminen).

Jos vaurioittavia tekijöitä on useampia, kunkin osatekijän aiheuttama oireisto on tunnistettavissa solu- ja/tai solukkotasolla vaurion varhaisissa vaiheissa. Edellyttäen, että tutkittavasta aineistosta selvitetään vaurio-oireisto eikä vain yksittäisiä muutoksia, mikroskooppinen solututkimus soveltuu hyvin syy-seuraussuhteiden selvittämiseen myös luonnossa.

ORGAANISET ILMAN EPÄPUHTAUDET JA NEULASTEN KUNTO

Yrjö Norokorpi

Epäorgaanisten ilman epäpuhtauksien lisäksi puiden neulasia ja lehtiä voivat vaurioittaa myös monet orgaaniset epäpuhtaudet. Huomiota on kiinnitetty halogenoituihin ja erityisesti kloorattuihin hiilivetyihin sekä niiden reaktiotuotteisiin. Halogenoituja hiilivetyjä pääsee ilmaan esimerkiksi liuotteita, ohenteita, rasvanpoisto-, valkaisu- ja puhdistusaineita valmistavasta ja käyttävästä teollisuudesta, kemiallisista pesuloista sekä tekstiili- ja metalliteollisuudesta. Myös metsäteollisuuden kloorivalkaisu on kloorattujen hiilivetyjen päästölähde⁸⁷. Pienimolekyyliset klooratut hiilivedyt ovat helposti haihtuvia rasvaliuukoisia yhdisteitä, joita tavataan lähes kaikkialla ympäristössä. Useimmiten niiden reaktiot ilmassa ovat hitaita, ja viipymä vaihtelee muutamasta päivästä muutamiin kymmeniin vuosiin. Halogenoitujen hiilivetyjen käyttö on lisääntynyt voimakkaasti viime vuosikymmeninä, ja ilmapitoisuudet ovat vastaavasti nousseet¹⁶⁵.

Joidenkin kloorattujen hiilivetyjen, esimerkiksi 1,1,1-trikloorietaanin, trikloorieteenin ja tetrakloorieteenin ilmareaktioissa hydroksyyli- ja dikloori- ja kloorin kanssa muodostuu etikkahappoja, kuten tri- (TCA), di- (DCA) ja monokloorietikkahappoa (MCA)⁷. TCA:a käytettiin 1950–1970-luvuilla herbisidinä. Myös MCA on tunnettu kasvimyrkkinä. Vastaavasti eräistä fluoratuista hiilivedyistä syntyy fluorietikkahappoja. Trifluorietikkahapon (TFA) pitoisuudet ilmassa ovat alkaneet nousta ilmeisesti fluorattujen etaanien (HFC-yhdisteet) käytön lisääntymisen seurauksena. HFC-yhdisteistä käytetään korvaamaan yläilmakehän otsonikerrosta tuhoavia freoniyhdisteitä³⁸.

Halogenoitujen hiilivetyjen kulkeutuminen ympäristössä on ilmaan haihtumisen jälkeen monivaiheista. TCA, jota syntyy valokemiallisissa reaktioissa, on vesiliukoinen. Kun sitä kulkeutuu kasvien pinnalle, osa voi imeytyä ilmarakojen kautta lehtiin ja neulasiin. Myös juuret ottavat veden mukana huuhtoutunutta TCA:a. Lisäksi sen esiyhdisteet, prekursorit, voivat rasvaliuukoisina imeytyä lehtisolukoihin, kiinnittyä niiden rasva-aineisiin ja muuttua auringon valon vaikutuksesta TCA:ksi³⁷. Eräät näistä esiyhdisteistä ovat jo sinänsä kasveille haitallisia³⁹. TCA:n hajoamistuote kloroformi on myrkyllistä ainakin maamikrobeille ja juurisienille.

Havupuiden neulasten TCA-pitoisuutta on tutkittu useilla paikkakunnilla eri puolilla Suomea^{40, 39, 152, 88, 86}. Pitoisuustason vaihteluväli on ollut 1–180 µg/kg, ja 90 % arvoista on ollut välillä 5–70 µg/kg kol-

mannen vuoden neulasissa. Merkitseviä tasoeroja samanikäisten neulasten pitoisuuksissa ei ole todettu eri osissa Suomea. Vain kloorivalkaisua käyttävien selluloosatehtaiden lähellä on mitattu selvästi kohonneita TCA-arvoja verrattuna tausta-alueisiin⁸⁷. Keski-Euroopasta raportoidut tulokset ovat olleet samaa suuruusluokkaa kuin Suomessa mitatut³⁹. TCA:a esiintyy myös puilla kasvavissa jäkälissä. Naavajäkälissä pitoisuustaso (40–320 µg/kg) on huomattavasti korkeampi kuin sormipaisukarpeessa (4–110 µg/kg). Naavajäkälillä on todettu oksan pinta-alayksikköä kohti lasketun biomassan vähe-
nevän TCA-pitoisuuden noustessa⁸⁸.

TCA kertyy kasveissa aktiivisen kasvun alueille aiheuttaen kasvun heikkenemistä, epäsäännöllisyyttä silmujen muodostuksessa ja aukeamisessa, lehtien kellastumista, kuoliolaikkuja ja epäsäännöllistä muotoa⁶. Muita oireita ovat lehtien vahakerroksen oheneminen sekä lisääntynyt vedenläpäisevyys ja kuivumisalttius. Samankaltaista pintavahakerroksen kulumista ja ilmarakojen vaurioitumista on ilmennyt myös havupuiden neulasissa^{164, 46}. Havupuiden harsuuntumisen ja neulasten TCA-pitoisuuden välillä on todettu riippuvuutta^{40, 39, 152}. Puuyksilöiden välillä on kuitenkin huomattavia herkkyseroja ja samanaikaisesti vaikuttavien muiden stressitekijöiden vuoksi puiden TCA-vasteessa on suurta vaihtelua¹⁵². Myös monet ekologiset tekijät, kuten auringon säteily, tuuli, lämpötila ja maaperän ominaisuudet aiheuttavat huomattavaa vaihtelua neulasten TCA-pitoisuudessa sekä metsiköiden välillä että metsikön sisällä¹⁵¹.

Havupuiden neulasista on eristetty muitakin kloorattuja tai fluorattuja etikkahappoja, joista mm. MCA on huomattavasti myrkyllisempi kuin TCA³⁹. Orgaanisten halogeeniyhdisteiden haitallisuus voi ilmetä jo pieninä pitoisuuksina, koska ne vaikuttavat myös hormonien, entsyymien ja mitokondrioiden muutosten kautta³⁹. TCA:n tiedetään heikentävän mm. kasvin vastustuskykyä sieni-infektiota vastaan¹⁹⁰. TCA simuloi jossain määrin aukiin vaikuttapaa, mihin myös sen käyttö herbisidinä osataan perustui. Se voi siten häiritä hormonitasapainoa ja mm. soluseinän muodostumista kasvavissa soluissa. MCA:n toksisuus ilmenee etenkin asetaattimuodossa. Se heikentää mitokondrioiden sitruunahappokiertoa ja häiritsee siten kasvin energianvaihtelua²⁴.

Orgaanisia ilman epäpuhtauksia on alettu tutkia puiden kannalta vasta noin 10 vuotta sitten³⁷.

LATVUKSEN KUNTO

Maija Salemaa ja Martti Lindgren

Latvuksen rakenne ja siihen vaikuttavat tekijät

Eri puulajeille tyypillinen latvuksen rakenne on kehittynyt sopeutumana säteilyenergian sitomiseen. Valon lisäksi myös muut tekijät kuten puiden välinen kilpailu kasvutilasta, vesi- ja ravinnetalous, tuulen ja lumen aiheuttama rasitus sekä sienitaudit ja latvuksia syövät eläimet ovat muovanneet latvuksia lajien evoluutiohistoriassa¹⁰⁵. Oksien ja lehtien määrä vaihtelee eri maantieteellisillä alueilla, erilaisilla kasvupaikoilla ja eri puuyksilöiden välillä. Latvuksen sisällä oksakulmat, lehtien tilajakauma ja morfologinen rakenne ovat erilaiset valo- ja varjolatvuksessa ja muuttuvat puun ikääntyessä⁹⁴.

Metsikön kehityksen myötä muuttuva varjostus ja puuston tiheys aiheuttavat muutoksia latvuksen muotoon ja rakenteeseen¹⁵⁶. Itsevarjostus ja naapuripuiden varjostus säätelevät alaoksien karsiutumista ja latvussuhdetta. Myös metsänhoidon toimenpiteet vaikuttavat suuresti latvuksen kehitykseen, sillä esimerkiksi harvennushakkuut hidastavat latvussuhteen pienenemistä metsikön vanhetessa⁷⁰.

Kaikissa latvuksen ominaisuuksissa ympäristötekijöiden aiheuttama muuntelu ei ole yhtä voimakasta. Esimerkiksi laakakuusi muuntelee vähän, kun taas sekundäärioksien kasvaminen voi muuttaa suuresti kampa- ja harjakuusten alkuperäistä latvusrakennetta⁴⁵. Lapin latvusmuodoltaan kapeat kuuset ja männyt säilyttävät tämän ominaisuuden, kuten Etelä-Suomessa sijaitsevat alkuperäkokeet osoittavat. Sen sijaan pohjoisten alueiden havupuille tyypillinen pitkä latvus on osin metsän tiheydestä riippuva ominaisuus (kuva 3.13).



Kuva 3.13. Lapissa kuusien latvukset ovat kapeita ja oksat ulottuvat lähelle maata. Kuva E. Oksanen.

Latvuksen rakenteen ja elintoimintojen yhteys

Latvus, runko ja juuristo muodostavat toiminnallisen kokonaisuuden, jossa veden ja ravinteiden otto, niiden sisäinen kierto ja energiatalous ovat keskinäisessä vuorovaikutuksessa^{139, 50, 149}. Puun eri osien välillä on allometrisia suhteita, jolloin tietyn osan massan tai ulkoisten mittojen perusteella voidaan ennustaa jonkin toisen osan koko¹⁴³. Esimerkiksi havupuilla neulasmassan määrä on yhteydessä rungon vettäkuljettavan mantopuun määrään. Varsinkin männyllä mantopuun poikkileikkauksen pinta-alalla elävän latvuksen alarajan korkeudella tai oksien läpimitalla voidaan ennustaa neulasmassaa tietyllä ilmastoalueella^{50, 149, 10}. Havaitut riippuvuudet perustuvat ns. putkimalliteoriaan¹⁹⁶. Sen mukaan jokainen lehti on yhteydessä putkiyksik-

köön, joka kuljettaa juurista vettä ja toimii rakenteellisena tukena. Vaikka havupuiden anatominen rakenne ei suoranaisesti vastaa putkimallia¹⁵⁰, toiminnallinen yhteys neulasten ja mantopuun solukoiden välillä johtaa tähän vakiosuhteeseen (s. 111).

Allometristen suhteiden lisäksi puun eri osien oletetaan olevan toiminnallisesti tasapainossa. Esimerkiksi hiilihydraattien jakautuminen hienojuurten ja versojen kasvuun voidaan ennustaa juurten ravinteiden oton ja neulasten yhteyttämisnopeuden suhteesta^{22, 140}. Karuilla kasvupaikoilla hienojuurten ja neulasten biomassat ovat suurinpiirtein yhtä suuret, mutta viljavilla kasvupaikoilla neulasmassan osuus on suurempi kuin hienojuurten. Kun ravinteista tai vedestä on puutetta, hienojuurten suhteellinen osuus kasvaa (s. 166). Mallilaskelmien mukaan pienikin muutos juuri/verso -suhteessa voi saada aikaan suuria muutoksia rungon kasvussa^{139, 197}.

Kasvun määrä riippuu olennaisesti lehtipinta-alan suuruudesta. Yksittäisillä havupuilla neulasmassan pienentyminen ilmenee kasvun vähentymisenä^{154, 218}. Jos neulaskato kohdistuu vain yksittäisiin oksiin, kasvun pienentyminen kohdistuu ensisijaisesti niihin. Tämän havainnon mukaan puiden oksat ovat suhteellisen itsenäisiä toiminnallisia yksiköitä, joiden kasvu määrittyy pitkälti oksien fysiologisen tilan mukaan⁶².

Latvuksen harsuuntuneisuus ja väriviat kuntotunnuksina

Koska yhteyttävän lehtimassan pienentyminen vaikuttaa puiden elintoimintoihin ja kasvukykyyn, harsuuntuneisuus eli latvuksen lehti- tai neulaskato kuvastaa puiden yleiskuntoa. Esimerkiksi yleiseurooppalaisessa metsien kunnon seurantaohjelmassa harsuuntuneisuus on latvuksen värivikojen ohella puiden tärkein kuntotunnus¹³¹.

Havupuilla latvuksen tiheyteen vaikuttavat sekä oksien lukumäärä ja haaromistapa että neulasmassan määrä, mikä on seurausta

syntyvien ja kuolevien neulasten suhteesta. Neulasten elinikä on useita vuosia, ja se on riippuvainen mm. puun perinnöllisistä ominaisuuksista ja iästä, kasvupaikasta sekä ennen kaikkea maantieteellisestä sijainnista⁸³. Metsikön tiheys säätelee jossain määrin myös neulasvuosikertojen määrää samoin kuin rungon oksikuutta ja latvussuhdetta. Neulasten keski-ikä kasvaa pohjoista kohden ja noustaessa merenpinnan tasosta ylöspäin. Neulasten pitkäikäisyyttä pidetään sopeutumana ankariin ympäristöoloihin, millä monivuotiset neulaset korvaavat kasvukauden lyhyttä ja kasvupaikan karuutta²⁰⁵.

Neulasten variseminen mahdollistaa yhteyttävän biomassan uudistumisen. Männyllä vanhimman ikäluokan neulaset varisevat pääosin elo-syyskuussa. Kuusesta varisee neulasia ympäri vuoden, eniten kevättälvellä ja myöhäissyksyllä (s. 112). Neulaskarikkeen määrässä on suurta vaihtelua vuosien välillä⁹⁸. Ns. johtojännemenetelmän¹⁰⁴ avulla on osoitettu, että havupuiden neulasvuosikertojen määrät vaihtelevat puun eliniän kuluessa. Pitkäaikaisen, puun ikääntymiseen liittyvän vaihtelun lisäksi neulasvuosikertojen määrässä on lyhytaikaisia palautuvia muutoksia⁷⁹.

Useat kasvupaikka- ja tuhotekijät lyhentävät neulasten elinikää, mikä näkyy neulasten ennenaikaisena varisemisena ja latvuksen harsuuntumisena. Yhteyttäminen altistaa lehdet ja neulaset ilman epäpuhtauksien suorille vaikutuksille kaasujen vaihdon yhteydessä (s. 100). Suorien vaikutuksien lisäksi ilman epäpuhtaudet voivat vaikuttaa epäsuorasti maaperän kautta vaurioittamalla puiden juuria ja muuttamalla kasvupaikan ravinnesuhteita. Niin suorat kuin epäsuorat vaikutukset vaurioittavat solukoita, aiheuttavat värivioita ja lyhentävät lehtien ja neulasten ikää. Yhteyttäminen ja yhteyttämisuotteiden jakautuminen voivat muuttua jo ennen näkyvien oireiden syntyä. Koska havupuiden monivuotiset neulaset altistuvat ilman epäpuhtauksien vaikutuksille ympärivuotisesti, niiden vaurioituminen saasteiden vuoksi on todennäköisempää kuin vuosittain lehtensä uusivien lehtipuiden.

Ikääntymisen ja pitkäaikaisen stressin aiheuttama harsuuntuneisuus on yleensä pysyvää. Harsuuntuminen voi olla myös väliaikainen reaktio ympäristön muutoksiin. Puiden säätelymekanismi mahdollistaa ylimääräisten neulasten karistamisen epäsuotuisissa oloissa, esimerkiksi kuivuuden tai ravinnepuutoksen seurauksena. Hyväkuntoiset puut kykenevät palauttamaan neulasmassan entiselle tasolle stressitilan päätyttyä, mutta huonokuntoisilla puilla neulaskato voi laukaista kehityskulun, joka johtaa vähitellen kasvun hidastumiseen ja puiden altistumiseen ulkoisille tuhotekijöille.

Puun sisäinen ravinnekierto ja vesitalous ovat tärkeitä havupuiden neulasmassan suuruutta sääteleviä tekijöitä, joiden vaikutukset ilmenevät usein viiveellä. Versojen kasvun kannalta edeltävän vuoden kasvukauden lämpötila on merkittävä tekijä, kun taas neulasten koko riippuu kuluvan kasvukauden lämpötilasta¹³⁶. Varttuneen männikön neulaskarikkeen aikasarja (1962–1986) Punkaharjulta osoittaa, että neulasten varisemisen on suurinta lämpimän kesän jälkeen⁹⁸. Liikkuvien ravinteiden siirtämistä uuden kasvaimen neulasiin seuraa vanhempien neulaskertojen kellastuminen ja variseminen⁵⁴. Lämpimänä kesänä puu saattaa siirtää ravinteita uusiin neulasiin useasta vanhasta neulasikäluokasta, mikä näkyy syksyllä karikemäärien kasvuna. Myös kuivuus voimistaa neulasten varisemista tällaisina kesinä.

Metsien kunnan vuotuinen arviointi

Näytealaverkko

Metsien kunnan seurantaan varten perustettiin 3 000 pysyvän näytealan verkko vuosina 1985–1986 VMI8:n yhteydessä. Ympyränmuotoiset näytealat (300 m²) sijoitettiin systemaattisesti Etelä-Suomessa neljän ja Pohjois-Suomessa kolmen näytealan rypäiksi, joiden välit olivat vastaavasti 16×16 km ja 24×36 km. Vuonna 1986 perusjoukosta poimittiin metsien kunnan vuotuisen seurantaan noin 400 kangasmetissä sijaitsevaa näytealaa. Näytealaverkkoa täydennettiin vuosina 1992 ja 1995. Vuonna 1996 näytealojen lukumäärä oli 455 (taulukko 3.4).

Metsikön tiheydestä riippuen puiden lukumäärä näytealalla vaihteli 3–40 vuoteen 1994 asti. Kesällä 1995 näytealan sädetä kasvatettiin siten, että puiden lukumäärä näytealalla vastasi EU-säädöksen (ECE Regulation 1398/95) minimimäärää, joka on Etelä-Suomessa 20 ja Pohjois-Suomessa 10 puuta/näyteala. Tämän seurauksena näytepuiden kokonaismäärä oli vuonna 1996 noin 8 700. Jaksolla 1986–1991 samat neljä arvioijaa tarkastivat vuosittain samat puut likimain samoina ajankohtina. Näytealaverkkoa täydennettäessä arvioijien määrää lisättiin ja samalla inventointialueiden rajat muuttuivat.

Taulukko 3.4. Tarkastettujen puiden ja näytealojen lukumäärät vuosina 1986–1996. Otokseen on lisätty näytealoja vuosina 1992 (52 näytealaa) ja 1995 (63 näytealaa). Koko seurantajakson ajan mukana olleiden mäntyjen määrä on 1 690, kuusten 1 041 ja lehtipuiden 156.

Vuosi	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Puita yht.	3982	3971	3870	3807	3746	3764	4391	4276	4180	8754	8732
Mäntyjä	2233	2171	2129	2032	2002	2004	2377	2347	2301	4520	4522
Kuusia	1445	1432	1391	1355	1329	1272	1367	1307	1265	2838	2851
Lehtipuita	304	368	347	500	415	488	647	622	614	1396	1359
Näytealoja	378	376	370	360	358	356	409	399	392	455	455
Puita keskimäärin näytealalla	11	11	10	11	10	11	11	11	11	19	19



Kuva 3.14. Männyn latvuksen harsuuntuneisuus: 11-20, 21-30 ja 41-50 %. Kuvat E. Oksanen.

Metsien kunnan vuotuisessa seurannassa käytettävä systemaattinen näytealaverkko on suunniteltu antamaan valtakunnallista tietoa latvusten kunnosta ja sen vaihtelusta pääasias-
sa tausta-alueilla. Pienempien alueiden tarkas-
teluun näytealaverkko on liian harva. Varsinkin Pohjois-Suomessa otokseen on tullut vähän kuusi- ja lehtipuunäytealoja, joten tulokset ovat tältä osin vain suuntaa-antavia. Näytealaverkon harvuudesta johtuen pienialaiset metsien kun-
non muutokset eivät tule muuallakaan selvästi esiin seurannan tuloksissa.

Latvuksen kunnan arviointi

Latvuksen kunnan tärkeimpinä tunnuksina käytetään harsuuntuneisuutta sekä latvuksen väri-
oireita. Harsuuntuneisuus tarkoittaa suhteellista lehti- tai neulaskatoa verrattuna samalla kasvu-
paikalla kasvavaan todelliseen tai kuviteltuun samanikäiseen ja samaa latvustyyppiä edusta-
vaan harsuuntumattomaan puuhun (kuvat 3.14 ja 3.15). Vertailutason määrittämisessä otetaan huomioon puun latvusrakenteen muuttuminen eri ikävaiheissa.

Harsuuntuneisuus ja väri-
viat arvioidaan vallitsevan latvuserroksen puista (valtapuut ja lisävaltapuut, joiden läpimitta on vähintään 4,5

cm), jottei varjostuksen aiheuttama neulaskato vaikuttaisi tulokseen. Kuusella arvioidaan elävän latvuksen yläpuolisko, männyllä ja lehtipuilla elävän latvuksen ylin 2/3-osa. Arviointi tehdään 5 %:n luokissa silmävaraisesti kiikaria käyttäen. Puu luokitellaan väri-
vikaiseksi, jos sen latvuk-
sessa on yli 10 % väri-
oireellisia neulasia tai leh-
tiä¹²³.

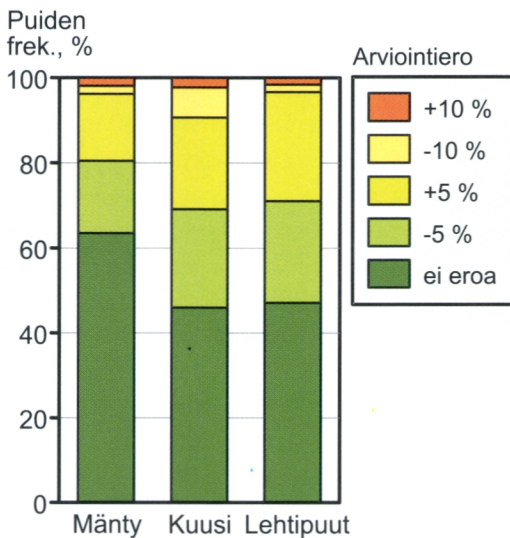
Harsuuntuneisuuden arvioinnin luotettavuus

Puiden kunnan silmävarainen arviointi on aina subjektiivista ja siten altis erilaisille virhelähteille. Tulokseen voivat vaikuttaa paitsi arvioijan kokemus myös metsikön tiheys sekä erilaiset sää- ja valaistusolot. Seurantatutkimuksen tärkeimpänä tavoitteena on tuottaa tietoa latvuksen kunnan muutoksista. Tällöin eri henkilöiden arviointitason yhdenmukaisuus ja henkilökohtaisen arviointitason säilyminen vakaana on tärkeää. Joka kesä ennen maastotöiden aloittamista arvioijille on järjestetty viikon pituinen harjoitus-
kurssi, jonka lopussa arviointitasoja verrataan testipuuston avulla. Arviointivirheen suuruutta selvitetään myös maastotarkistuksin. Kesällä 1996 tarkistettiin noin 5 % näytealoista. Arvioi-



Kuva 3.15. Kuusen latvuksen harsuuntuneisuus: 11-20, 21-30 ja 41-50 %. Kuvat E. Oksanen.

jat ja tarkistusryhmä luokittelivat männyistä noin 64 %, kuusista 46 % ja lehtipuista 47 % täysin samoin (kuva 3.16). Yli 95 % puista luokiteltiin yhdenmukaisesti ± 5 %:n arviointieron rajoissa.



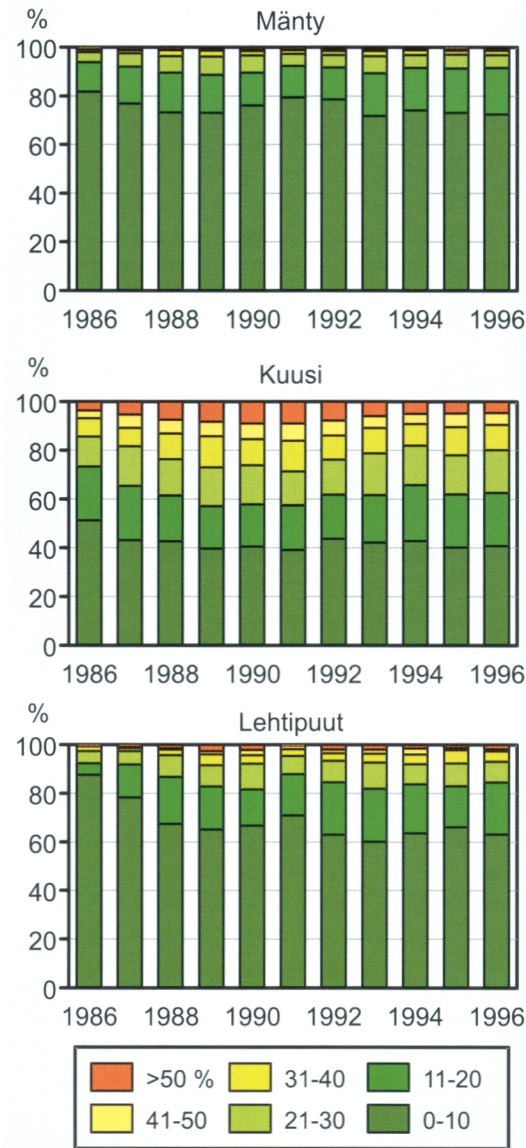
Kuva 3.16. Harsuuntuneisuuden arvioinnin luotettavuus vuonna 1996. Näytealoilla tehty harsuuntumisarvio verrattuna tarkistuksessa saatuun tulokseen. Testissä oli mukana 159 mäntyä, 172 kuusta ja 121 koivua.

Harsuuntuneisuus ja väriviat vuonna 1996

Puun elinvoiman katsotaan alentuneen, kun sen neulas- tai lehtimäärä on pienentynyt 20 % verrattuna kasvupaikan harsuuntumattomiin puihin. Vuoden 1996 inventoinnissa kangasmetsien vallitsevassa latvuserroksessa oli tällaisia mäntyjä 8 %, kuusia 38 % ja lehtipuita 12 %. Vuosien 1986 ja 1996 välillä neulas- tai lehtimäärästään yli 20 % menettäneiden puiden osuus on lisääntynyt männyllä 3, kuusella 13 ja lehtipuilla 10 %-yksikköä, kun tarkastellaan koko jaksolle yhteisiä puita (kuva 3.17).

Mäntyjen harsuuntuneisuus oli keskimäärin 9 %, kuusien 18 % ja lehtipuiden 12 %. Sellaisia näytealoja, joilla harsuuntuneisuuden keskiarvo ylitti 20 % oli männyllä 6 %, kuusella 42 % ja lehtipuilla 15 % (kuva 3.18). Voimakkaasti harsuuntuneet näytealat (keskiarvo yli 40 %) sijoituivat pääosin Kainuuseen ja Pohjois-Suomeen. Kaikkialla maassa oli kuitenkin yksittäisiä näytealoja, joilla puusto oli harsuuntunutta. Useimmiten tällaisten näytealojen puusto oli ikääntynyttä.

Seurantajaksolla kuusen yleisimpiä värivioita ovat olleet neulasten kellastuminen tai



Kuva 3.17. Männyn, kuusen ja lehtipuiden harsuuntuneisuuden frekvenssijakaumat kangasmailla vuosina 1986-1996. Puiden lukumäärät eri vuosina on esitetty taulukossa 3.4.

keltakärkisyys ja männyllä näiden lisäksi neulasten ruskettuminen. Kuten aikaisempinakin vuosina väri viat olivat vuonna 1996 harvinaisia männyllä (1 %) ja lehtipuilla (0,5 %). Sen sijaan värioireellisten kuusten osuus on seurantajakson aikana vaihdellut 5 %:sta (1986) 20 %:iin (1991). Vuonna 1996 väri vikaisia kuusia oli

11 %. Kuusen väri vikojen painopiste sijaitsi Lounais-Suomessa (kuva 3.18d). Eniten väri vikaisia puita tavattiin harsuuntuneissa ja vanhoissa kuusikoissa.

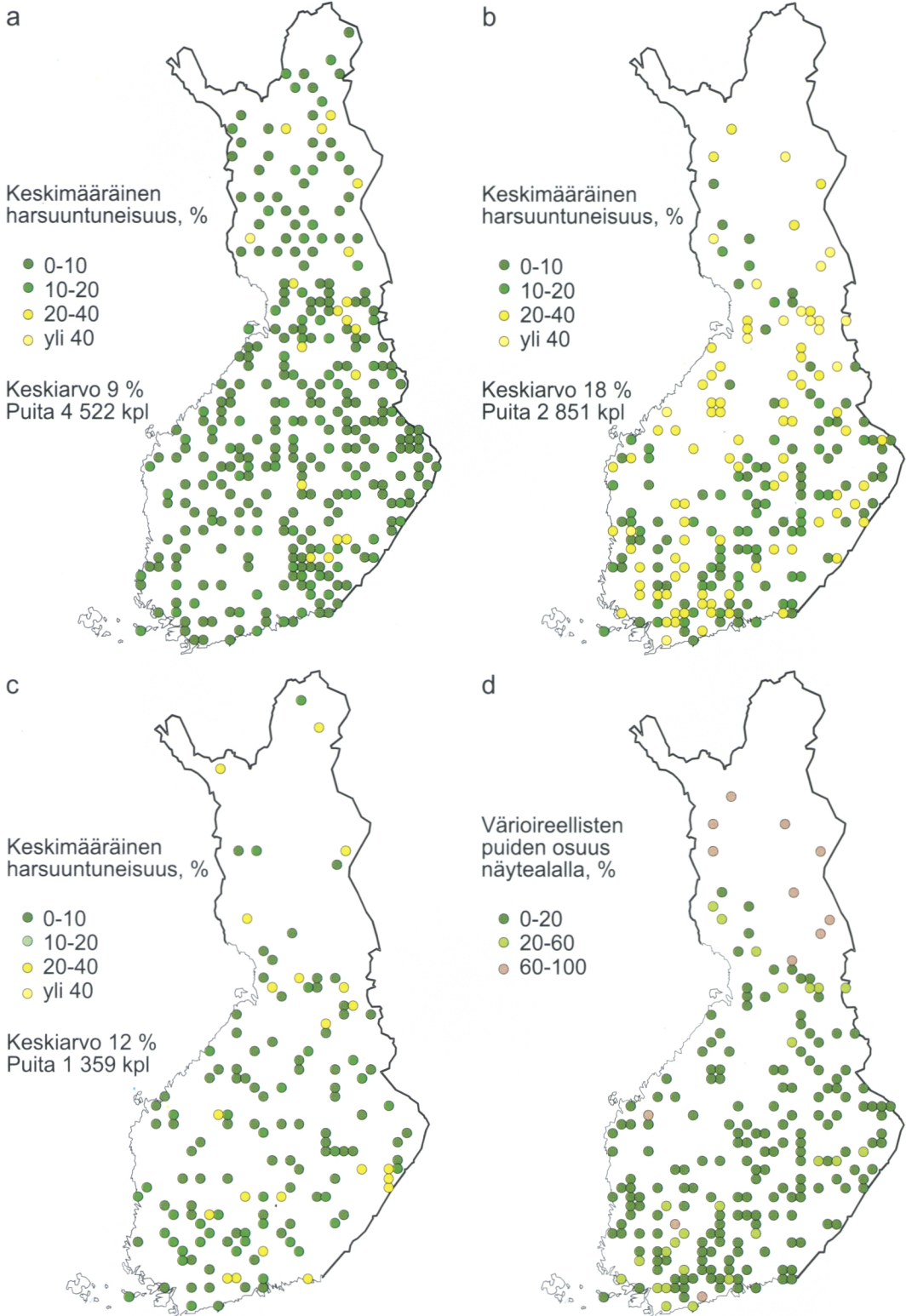
Tuhot ja kuolleisuus vuonna 1996

Vuonna 1996 erilaisia elottomien tekijöiden, hyönteisten ja sienitautien aiheuttamia tuho-oireita oli 44 %:lla kangasmetsien vallitsevan latvuserroksen männyistä, 35 %:lla kuusista ja 37 %:lla lehtipuista. Männyn tuhoista 7 % luokiteltiin elinvoimaa selvästi alentavaksi. Kuusella vastaava osuus oli 11 % ja lehtipuilla 8 %. Yleisimmät biologiset tuhoaiheuttajat männyllä olivat ytimestä lähtevä ja versosurma, kuusella sienitaudit ja lehtipuilla hyönteisten aiheuttamat tuhot. Elottoman luonnon tuhoja (kuivuus, pakkasen ym.) ja mekaanisia vaurioita tavattiin 8 %:lla männyistä, 11 %:lla kuusista ja 8 %:lla lehtipuista. Voimakkaasti harsuuntuneilla puilla ilmeni myös yleisemmin muita tuhoja (s. 118). Seurantajakson aikana näytepuita kuoli vuosittain alle 0,5 %.

Metsien harsuuntuneisuus muissa Euroopan maissa

Euroopan metsien kuntoa arvioidaan vuosittain yhdenmukaisin menetelmin noin 30 maassa¹³¹. Suomi on osallistunut yleiseurooppalaiseen metsien kunnan seurantaohjelmaan vuodesta 1985. Tämän kansainvälisen tutkimuksen tavoitteena on selvittää metsien kunnan alueellista jakautumista ja siinä tapahtuneita muutoksia.

Vaikka Euroopan metsätuhot ovat rajoittuneet huomattavasti pienemmille pinta-aloille kuin aikaisemmin pelättiin, puiden harsuuntuminen ja väri viat ovat yleisiä useissa maissa¹³⁵. Eurooppalaisessa menetelmässä puu luokitellaan vaurioituneeksi, kun sen neulaskato on yli 25 %. Kansainvälisessä vertailussa Suomen havumetsät ovat vähemmän harsuuntuneita kuin useimpien muiden Euroopan maiden (kuva 3.19). Suomen tavoin Ruotsi ja Viro kuuluvat

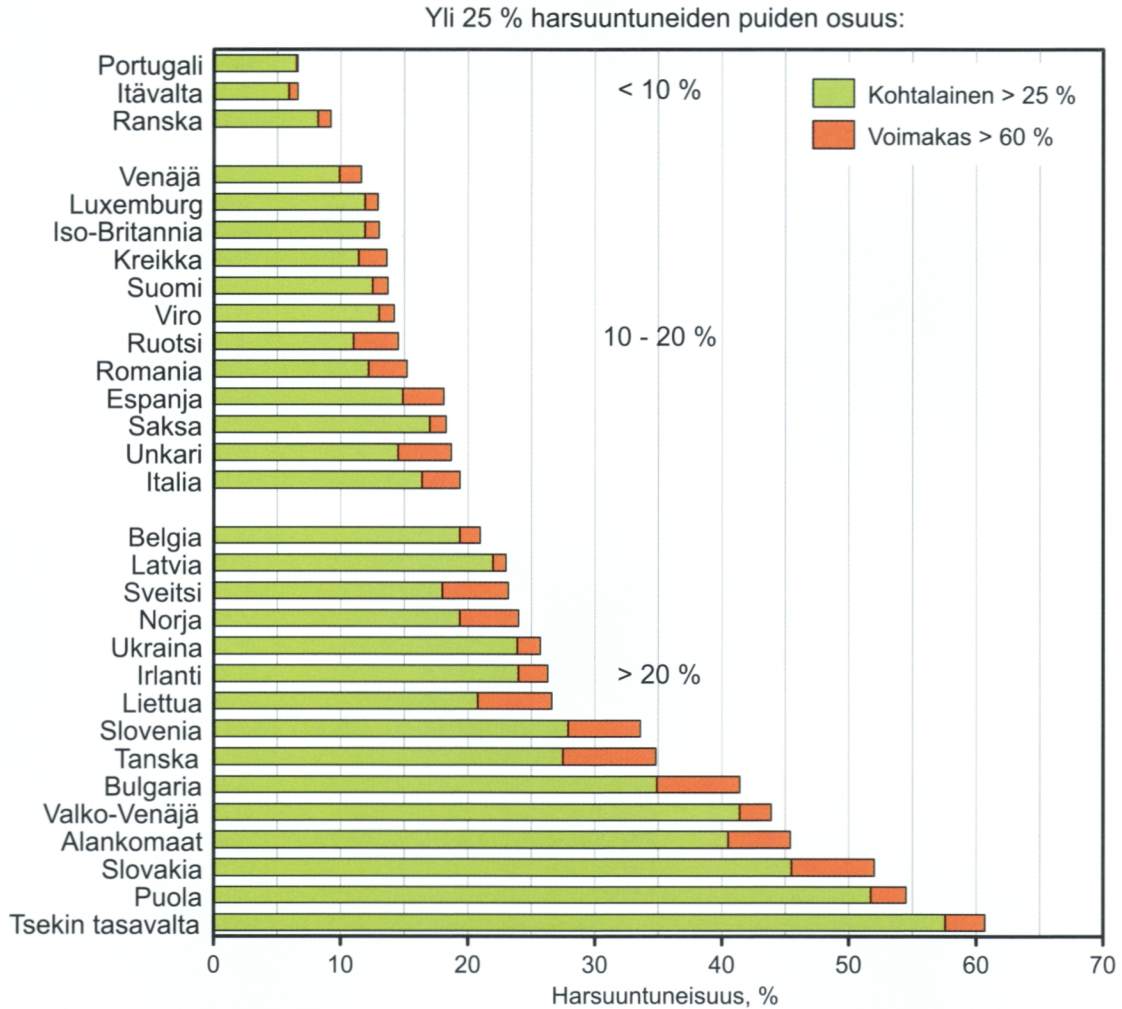


Kuva 3.18. a) Männyn, b) kuusen ja c) lehtipuiden harsuuntuneisuuden keskiarvot ja d) kuusen värioireiden runsaus näytealoilla vuonna 1996.

ryhmään, jossa 10–20 % havupuista on menetänyt yli 25 % neulasista. Sen sijaan esimerkiksi Norjassa tällaisia havupuita on yli 20 %. Synkin tilanne on Tsekin tasavallassa ja Puolassa, joissa molemmissa yli 50 % puista on vaurioitunut. Kansallisissa raporteissa metsien terveydentilaan vaikuttavina tekijöinä mainitaan epäsuotuisat sää- ja ilmastotekijät sekä ilman epäpuhtauksien vaikutus etenkin Keski- ja Kaakkois-Euroopassa¹³⁵. Ilmasto- ja kasvu- paikkatekijät vaihtelevat suuresti Euroopan

laajuisella alueella, mikä on otettava huomioon harsuuntumistuloksia vertailtaessa.

Maiden väliset erot metsien harsuuntuneisuudessa voivat jossain määrin johtua menetelmällisistä eroista, joten kansainvälisiä vertailuja on tehtävä varovasti¹³⁸. Vertailukelpoisuus on parasta ilmastoalueittain, esimerkiksi boreaalisten metsien sisällä. Tutkimusaineiston merkitys on suurin puiden kunnan pitkäaikaisten muutosten osoittamisessa.



Lähde: United Nations/ECE. Forest Condition in Europe. 1996 Report

Kuva 3.19. Havupuiden harsuuntuneisuus Euroopassa vuonna 1995. Yli 25 % ja 60 % harsuuntuneiden havupuiden osuus arvioiduista puista.

KUUSEN NEULASSMASSAN SUHDE PUUN KOKO- JA KASVUTUNNUKSIIN

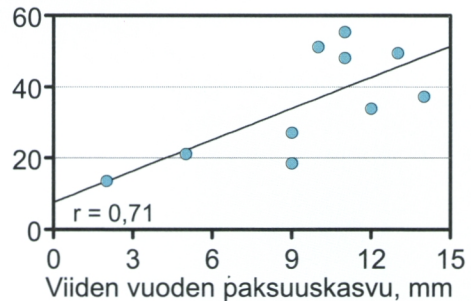
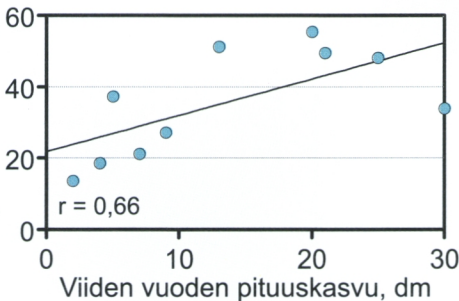
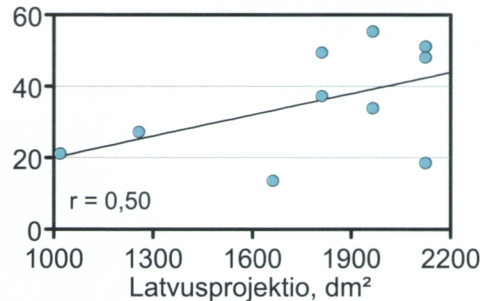
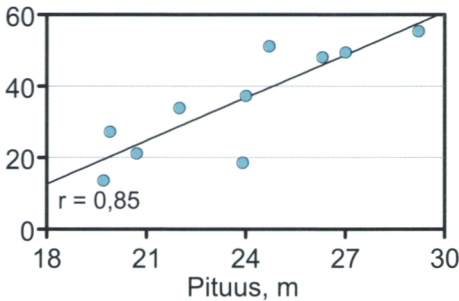
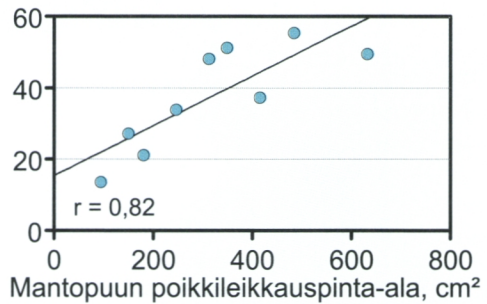
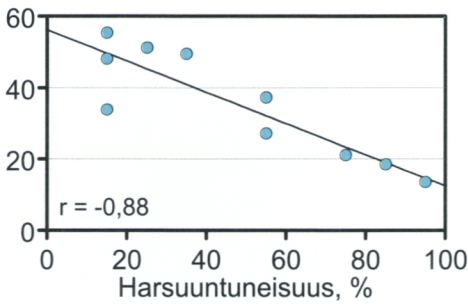
Eeva-Liisa Jukola-Sulonen(†), Seppo Tuominen, Seija Korhonen ja Maija Salemaa

Tuusulan Ruotsinkylässä tehtiin esitutkimus, jossa selvitettiin millaisilla koko- ja kasvutunnuksilla voitaisiin ennustaa kuusten neulasmassaa. Tutkimusaineistona oli 10 tuoreella tai lehtomaisella kankaalla kasvanutta 52–94-vuotista kuusta, joiden harsuuntuneisuus vaihteli. Kaadetuista puista mitattiin useita koko- ja kasvutunnuksia. Lisäksi määritettiin puiden kasvutilatunnuksia.

Harsuuntuneisuus ja puun koko vaikuttivat suuresti neulasten määrään. Harsuuntumattoman 64-vuotisen kuusen neulasmassa oli 48 kg, kun taas voimakkaasti harsuuntuneella samanikäisellä puulla oli neulasia vain 13 kg. Harsuuntumattoman

puun neulasmassasta suurin osa oli latvuksen yläpuoliskossa, mutta voimakkaasti harsuuntuneessa puussa alalatuksessa.

Yksittäisistä puutunnuksista neulasmassan vaihtelua selitti parhaiten puun pituus, selitysaste 72 %, ja toiseksi parhaiten mantopuun poikkileikkauspinta-ala 1,3 m:n korkeudella, selitysaste 67 % (kuva 3.20). Paras puuta ja sen ympäristöstä kuvaavista tunnuksista laadittu neulasmassan ennustemalli sisälsi tunnuksia: 1) lähimmän naapuripuun etäisyys, 2) puun pituus, 3) latvussuhde (elävän latvuksen pituus/puun pituus), 4) viiden vuoden pituuskasvu ja 5) rinnankorkeusläpimitta, jolloin vaihtelusta selittyi 97 %.



Kuva 3.20. Kuusen neulasmassan suhde puun koko- ja kasvutunnuksiin ilmaistuna korrelaatiokertoimilla (r) ja regressiosuorilla (n=10).

NEULASKARIKKEEN MÄÄRÄ JA PUIDEN HARSUUNTUNEISUUS

Jarmo Poikolainen ja Eero Kubin

Muhoksella selvitettiin vuosina 1986–1993 karikesadon määrää ja puuston harsuuntumista varttuneessa männikössä ja kuusikossa (taulukko 3.5). Karikkeen keruuta varten molempiin metsiköihin rajattiin 50×50 m suuruiset näytealat, joilta kariketta kerättiin tätä tarkoitusta varten valmistetuilla suppiloilla. Suppilon aukon ala oli 0,5 m² ja pysytyskorkeus 1,7 m. Suppilot, joita oli männikössä 6 ja kuusikossa 12 kpl, tyhjennettiin kuukausittain. Kuivatut karikkeet lajiteltiin ositteisiin (neulaset, kaarna, oksat, jäkälät, siemenet, kävyt ja muu karike) ja niiden määrät punnittiin.

Näytealoilta arvioitiin vuosittain valtapuiden harsuuntuneisuus samalla tavalla kuin valtakunnallisessa metsien kunnon seurannassa (s. 106).

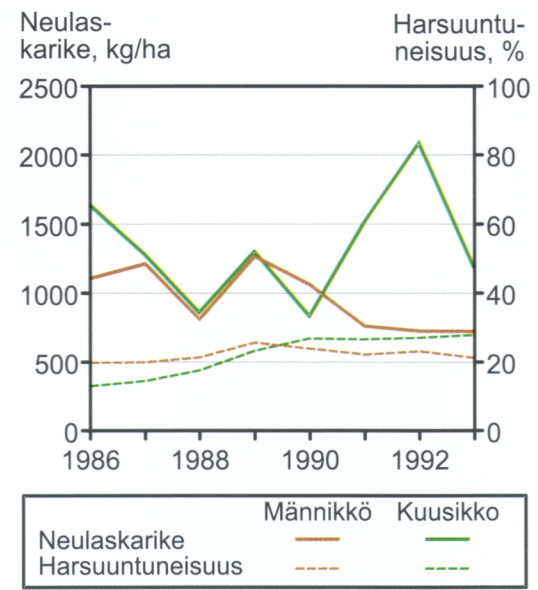
Männikössä karikkeen vuotuinen kokonaismäärä vaihteli vuodesta riippuen 1 362–2 809 kg/ha ollen keskimäärin 1 876 kg/ha. Siitä oli neulasia 51,5 % eli 957 kg/ha (kuva 3.21). Kuusikon vuotuisen karikemäärä oli suurempi kuin männikön, keskimäärin 2 170 kg/ha (1 192–3 330 kg/ha), josta neulaskarikkeen osuus oli 62 % (1 336 kg/ha). Männikön vuotuisesta neulaskarikkeen määrästä 45 % kertyi syyskuussa ja 80 % elo-, syys- ja loka-kuun kuluessa (kuva 3.22). Kuusikon neulaskarikkeen määrä oli suurin maaliskuussa, jolloin kertyi noin 55 % vuotuisesta neulaskarikesadosta. Lisäksi loka-marraskuussa ilmeni pienempi huippu.

Mäntyjen keskimääräinen harsuuntuneisuus vaihteli jonkin verran, mutta kuusten harsuuntuneisuus lisääntyi selvästi tutkimusjakson aikana. Mäntyn ja kuusen neulaskarikkeen määrissä ei ilmennyt tilastollisesti merkitsevää muutossuuntaa eikä karikemäärien ja puiden harsuuntuneisuuden välillä todettu mitään selvää riippuvuutta. Tuloksia tarkasteltaessa on muistettava, että harsuuntuneisuus arvioitiin valtapuiden latvuksen yläosasta, kun taas

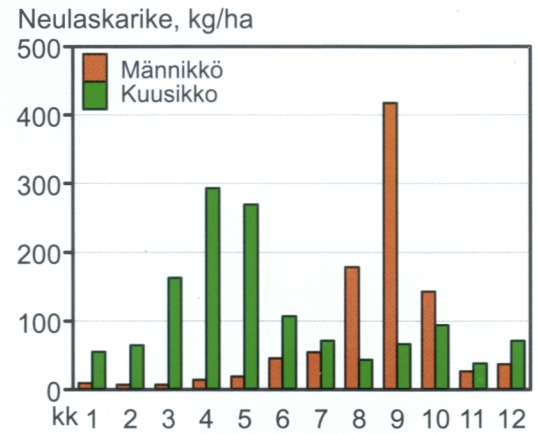
Taulukko 3.5. Metsiköiden puustotunnuksia.

Tunnus	Männikkö	Kuusikko
Runkoluku, kpl/ha	300	330
Keskiläpimitta, cm	29	31
Keskipituus, m	20	23
Pohjapinta-ala, m²/ha	24	28

neulaskarikkeen määrä on määritetty metsikkökohtaisesti. Yksittäisten puiden karikesadon ja harsuuntuneisuuden vertailu saattaisi antaa paremman korrelaation näiden tunnusten välille.



Kuva 3.21. Neulaskarikkeen määrä ja puuston harsuuntuneisuus männikössä ja kuusikossa.



Kuva 3.22. Neulaskarikkeen varisemisen ajoittuminen männikössä ja kuusikossa.

HARSUUNTUNEISUUDEN, KÄPYSADON JA TUHOJEN VAIHTELU VUOSINA 1986–1995

Seppo Nevalainen ja Jaakko Heinonen

Männyn ja kuusen harsuuntuneisuuden vaihtelu

Säätekijöiden yhteys puiden kasvuun, kukkimiseen ja siementuotantoon on ollut kauan tunnettua. Kasvututkimuksista tunnetaan säätekiöiltään erityisen huonoja, ns. osoitinvuosia, jolloin kasvu on jäänyt poikkeuksellisen heikoksi. Säätekijät vaikuttavat muiden kasvutekijöiden ohella myös moniin neulasmassaa sääteleviin prosesseihin. Vaikka ilman epäpuhtauksien vaikutus puiden latvuksiin on osoitettu useissa päästölähteiden ympäristöä koskevissa tutkimuksissa, tausta-alueilla alhaisten pitoisuuksien vaikutuksia on vaikea erottaa muista tekijöistä. On jopa esitetty, että tulokset Saksan metsien kunnosta heijastavat vain abioottisten ja bioottisten tekijöiden aiheuttamaa luontaista vaihtelua^{90, 198, 91}.

Latvuksen kunnan muutoksia kuvaavien pitkien aikasarjojen puuttuessa kunnan vuotuista vaihtelua ja siihen vaikuttavia tekijöitä ei ole voitu juurikaan analysoida, vaan syy-yhteyksiä on arvioitu yhden ajankohdan inventoinnin perusteella. Puiden kuntoon vaikuttavien ns. luonnollisten tekijöidenkään osuutta ei ole yleensä erotettu vauriotuloksista.

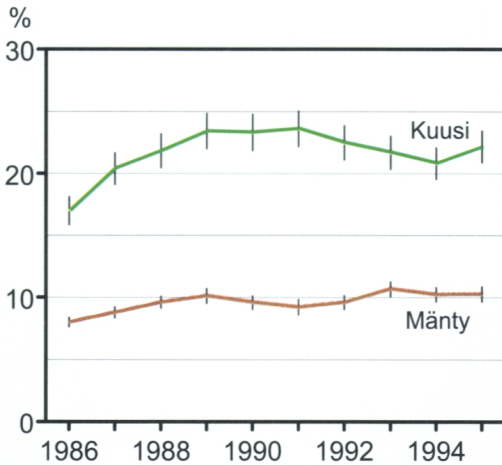
Seuraavassa pyritään kuvaamaan havupuiden harsuuntuneisuuden ajallista vaihtelua ja selvittämään, missä määrin seurannan aikana (1986–1995) havaitut tuhot ja käytettävissä olleet säätiedot sitä selittävät.

Tarkastelu perustuu vain sellaisiin näytealoihin, jotka olivat mukana koko seurantajakson ajan ja joilla oli vähintään 3 mäntyä tai kuusta. Käytettävissä oli tietoja kaikkiaan 261

näytealalta, joista 168 näytealalla oli mäntyjä ja 123 näytealalla kuusia. Puukohtaisessa aineistossa oli 1 666 mäntyä ja 995 kuusta. Puita arvioitiin harsuuntuneisuus, käpysato sekä kaksi tärkeintä tuhoa (tuhon ilmiasu, syy ja aste). Tuhomerkinnän edellytyksenä oli, että puuhun vaikutti jokin tunnistettu puun ulkopuolinen tekijä. Tutkimusjakson aikana latvuksen kunnan arvioijien lukumäärä lisääntyi neljästä seitsemään ja samalla arvioijien seuranta-alueiden rajat muuttuivat, mikä lisää virhevaihtelua (s. 106).

Puukohtaisista tiedoista laskettiin mäntyä tai kuusta kasvaville näytealoille puulajeittain vuotuiset keskiarvot tai frekvenssit. Puuston ikätiedot perustuvat vuosien 1985/1986 ja 1990 inventointien metsikkötietoihin. Säätiedot laskettiin mallien¹⁵⁵ avulla käyttäen lähtöaineistona Ilmatieteen laitoksen säähavaintoasemilta saatuja kuukausikeskiarvoja. Harsuuntuneisuuden analysoinnissa käytettiin näyteala- ja puulajittaisia painottamattomia keskiarvoja, mutta erilaisten tuhojen merkitystä selvitettiin myös suoraan puukohtaisen aineiston perusteella.

Männyn harsuuntuneisuuden koko maan keskiarvot vaihtelivat vuosina 1986–1995 välillä 8,0–10,6 % (kuva 3.23). Jaksolla esiintyi kaksi männyn harsuuntumisen nousukautta. Ensimmäisenä huippuvuonna 1989 harsuuntuneisuus oli 10,1 %. Tämän jälkeen harsuuntuneisuus väheni ja oli 9,2 % vuonna 1992. Seurantajakson lopussa vuonna 1995 männyn keskimääräinen harsuuntuneisuus oli 10,2 %. Kuusen harsuuntuneisuus vaihteli seurantajakson aikana välillä 17,0–23,6 % (kuva 3.23). Tarkastelujaksolle sattui kuusen harsuuntumisen yksi selvä nousu- ja laskukausi ja harsuuntuneisuus lisääntyi uudelleen viimeisenä tarkasteluvuonna 1995, jolloin se oli 22,1 %. Kummallakin puulajilla näytealojen väliset erot olivat suuria harsuuntuneisuuden keskimääräiseen tasoon ja sen vuotuisen vaihteluun verrattuna, mutta kuvatut harsuuntuneisuuden muutokset olivat kuitenkin tilastollisesti merkitseviä.



Kuva 3.23. Männyän ja kuusen keskimääräinen harsuuntuneisuus vuosina 1986–1995.

Männyän keskimääräinen harsuuntuneisuus lisääntyi yhdeksässä vuodessa 2,2 %-yksikköä ja kuusen vastaavasti 5,1 %-yksikköä. Puuston harsuuntuneisuuden ja iän välillä oli vahva riippuvuus ja puuston vanheneminen tarkastelujakson aikana lisäsi keskimääräistä harsuuntuneisuutta. Ikääntymisestä johtuvan harsuuntuneisuuden muutoksen arvioitiin olevan männyllä 1 %-yksikköä ja kuusella 2,5 %-yksikköä. Harsuuntuneisuus lisääntyi seurantajakson aikana enemmän kuin puiden ikääntyminen olisi edellyttänyt. Seurantajakso oli kuitenkin lyhyt, ja seurannan aloittamis- ja lopettamisvuodella oli ratkaiseva merkitys harsuuntuneisuuden muutokseen. Jos seuranta olisi aloitettu esimerkiksi vasta vuonna 1989, olisi ikääntymisestä puhdistetun harsuuntuneisuuden suunta ollut laskeva sekä männyllä että kuusella.

Puuston harsuuntuneisuuden vuotuiset muutokset olivat sitä suurempia mitä suurempi oli näytealan keskimääräinen harsuuntuneisuus seurantajakson aikana. Samat näytealat pysyivät kuitenkin keskimääräistä enemmän tai vähemmän harsuuntuneina usean vuoden ajan. Männyllä niiden näytealojen osuus, jotka eivät olleet kertaakaan ikäluokkansa keskimääräistä tasoa harsuuntuneempia, oli 23 %, ja koko 10-

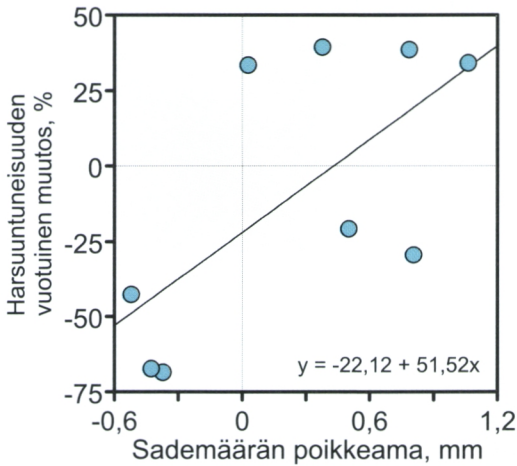
vuotiskauden keskimääräistä harsuuntuneempina pysyneiden osuus oli 7 %. Kuusinäytealoilla vastaavat osuudet olivat 28 % ja 16 %.

Harsuuntuneisuuden ja säätekijöiden välinen yhteys

Harsuuntumisen yhteyttä sääoloihin selvitettiin tutkimalla keskimääräisen harsuuntuneisuuden vuotuisen muutoksen riippuvuutta kasvukauden ja sitä edeltäneen ajan sademäärästä ja keskilämpötiloista. Tässä tarkastelussa kuukautiset säätiedot muutettiin kasvukauden ja neljän edeltävän vuodenajan tiedoiksi laskeamalla vuodenaikaa vastaavien kuukausien arvot yhteen ja vähentämällä niistä vastaavat pitkänajan keskiarvot.

Vaikka vuodet poikkesivat toisistaan sään suhteen, alueelliset erot samana vuonna olivat varsinkin lämpötilojen suhteen pieniä. Keskimääräisen harsuuntuneisuuden kuten säätekijöidenkin vuotuiset muutokset olivat samansuuntaisia hyvin laajoilla alueilla. Yksittäiset säätiedot selittivät kuitenkin näytealojen harsuuntuneisuuden vuotuisista muutoksista parhaimmillaankin alle yhden prosentin. Osaltaan tämä johtui aineiston suppeudesta. Esimerkiksi tarkastelujaksoa edelsi koko maassa poikkeuksellisen kylmiä talvia, ja havupuiden keskimääräinen harsuuntuneisuus lisääntyi vuodesta 1986 vuoteen 1989 asti. Ilmiöstä ei kuitenkaan ole toistoja, eikä kylmien talvien kaikkia vaikutuksia harsuuntumiseen voida arvioida tilastollisin menetelmin tällä aineistolla. Männyän harsuuntuneisuuden vuotuisia muutoksia selitti johdonmukaisimmin kasvukautta edeltäneen syksyn sademäärä (kuva 3.24). Näiden tunnusien välinen korrelaatio oli positiivinen ja tilastollisesti merkitsevä. Mikään tarkastelluista säätekijöistä ei noudatellut kuusen vuotuisia harsuuntuneisuuden muutoksia.

Kuvattaessa vuosien välisiä harsuuntuneisuuden eroja usean selittäjän malleilla, tulokset vaihtelivat maan eri puolilla epäyhtenäisesti. Tämä johtunee suurelta osin siitä, että



Kuva 3.24. Männyn keskimääräisen harsuuntuneisuuden vuotuisten muutosten ja kasvukautta edeltäneen syksyn sademäärien välinen hajontakuvio.



Kuva 3.25. Versosurma aiheuttaa vajaatuottoisuutta harventamalla puustoa ja supistamalla elävien puiden latvuksia. Kuva T. Kurkela.

säättekijät olivat keskenään vahvasti korreloituja ja harsuuntumisen keskimääräiset vuotuiset muutokset olivat pieniä verrattuna näytealojen välisiin eroihin ja näytealojen lukumäärään. Koska näytealakohtaiset säätiedot oli saatu laskennallisesti säähavaintoasemien arvoista, niihin liittyy myös virhettä, mikä osaltaan heikensi säätietojen selityskykyä.

Vuosien välisten erojen lisäksi tarkasteltiin säättekijöiden kykyä selittää näytealojen harsuuntuneisuuden välisiä eroja kunakin vuonna erikseen. Myös vuosittaisissa tarkasteluissa selittäjien väliset korrelaatiot vaikeuttivat eri säättekijöiden vaikutusten arviointia. Lähes kaikki säättekijät näyttivät tilastollisesti merkitseviltä ainakin jonakin vuonna, mutta tulokset olivat hyvin epäyhtenäisiä ja yhden tai useamman säättekijän mallien selitysasteet olivat korkeintaan 10 %. Kuten vuosien välisten erojen tarkastelussa, myös vuotuisessa tarkastelussa saatiin mäntyaineistolla johdonmukaisin tulos, kun selittäjänä oli kasvukautta edeltäneen syksyn sademäärä. Tilastollisesti merkitsevä positiivinen regressiokerroin oli vuosina 1988, 1989, 1992, 1993 ja 1995. Mallin selitysaste vaihteli 4–9 % välillä.

Harsuuntuneisuuden ja käpysadon välinen yhteisvaihtelu

Kuusen käpysadolla ja harsuuntuneisuudella ei näyttänyt olevan yhteyttä. Sen sijaan männyn käpysadon määrän ja harsuuntuneisuuden välillä oli selvä tilastollinen yhteys. Männyn käpysatoa kuvaava aikasarja oli kaksihuippuinen. Ensimmäinen käpysadon huippuvuosi oli 1988. Tällöin käpysadot olivat kuitenkin pienempiä kuin toisen huippukauden aikana (1991–1993) lukuunottamatta Lappia, jossa käpysadot olivat molempina huippukausina lähes yhtä korkeita. Kun käpysato väheni vuonna 1993, niin samanaikaisesti harsuuntuneisuus lisääntyi selvästi.

Taulukko 3.6. Eri tuhonaiheuttajaryhmien esiintyminen vuotuisen seurannan määntynäytepuissa (1 666 kpl) vuosina 1986–1995.

Tuhon aiheuttaja	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Yht.
	% näytepuista										
Ei tuhoa	62,4	58,2	49,7	37,6	52,2	54,4	48,6	46,2	45,0	47,4	50,1
Tunnistamaton	15,0	5,2	5,8	6,7	6,1	5,7	5,9	4,0	3,5	2,8	6,1
Abioottinen	0,6	1,6	4,6	9,2	3,1	2,0	2,2	3,8	3,5	2,8	3,4
Versosurma	1,1	1,7	13,5	15,2	9,8	2,7	13,7	11,3	12,4	12,4	9,4
Muu sien	1,4	4,1	2,1	3,7	2,2	10,1	4,7	3,8	3,2	2,3	3,8
Ytimennävertäjä	4,7	13,2	9,5	10,6	6,5	3,7	6,2	10,6	9,3	6,2	8,0
Muu hyönteinen	1,3	1,5	1,3	2,6	2,3	1,1	1,4	0,7	1,0	2,7	1,6
Kilpailu	11,1	11,8	10,3	11,0	14,8	17,8	15,5	17,3	18,2	20,2	14,8
Muu syy	2,4	2,7	3,1	3,4	3,1	2,5	1,6	2,5	3,9	3,2	2,8

Taulukko 3.7. Eri tuhonaiheuttajaryhmien esiintyminen vuotuisen seurannan kuusinäytepuissa (995 kpl) vuosina 1986–1995.

Tuhon aiheuttaja	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Yht.
	% näytepuista										
Ei tuhoa	52,6	46,5	36,1	32,9	36,7	42,7	54,1	49,8	55,1	62,8	46,9
Tunnistamaton	19,7	18,3	18,9	20,9	26,1	21,9	9,8	9,0	6,7	4,2	15,6
Abioottinen	1,2	6,4	7,9	6,5	5,8	5,3	8,4	14,7	9,4	7,7	7,4
Sieni	1,2	7,8	18,8	20,4	8,3	6,2	2,7	2,9	3,1	2,7	7,4
Hyönteinen	0,0	0,7	0,5	0,9	0,7	0,4	0,3	0,2	0,1	0,0	0,8
Kilpailu	23,5	18,0	15,3	15,2	16,4	14,4	18,5	17,5	19,7	18,4	17,7
Muu syy	1,7	2,2	2,5	3,2	5,9	9,0	6,1	5,8	5,8	4,1	4,7

Tuhojen runsaus ja alueellisuus

Tutkimusjaksolla luokiteltiin männyistä terveiksi keskimäärin 50 % ja kuusista 47 %. Näiden terveiden puiden osuus oli männyllä suurimmillaan havaintojakson alussa vuonna 1986 ja alhaisimmillaan vuonna 1989. Kuusella tuhoja esiintyi eniten vuosina 1988–1989. Näytealaverkon harvuudesta huolimatta keskeisimmät tuhoepidemiät näkyivät myös vuotuisen seurannan aineistossa (taulukot 3.6 ja 3.7).

Alueellisten ja ajallisten harsuuntuneisuuden muutosten selittäminen tunnistettujen tuhojen avulla ei ollut mahdollista paria poikkeusta lukuunottamatta. Vuonna 1989 elottomien tekijöiden aiheuttamat tuhot ilmenivät männyllä runsaina pakkasvaurioina Lapissa. Suurimman muutoksen männyn harsuuntuneis-

suuteen aiheutti kuitenkin versosurman (kuva 3.25) äkillinen runsastuminen vuonna 1988–1989 keskeisessä Suomessa (kuva 3.26). Versosurmaa esiintyi uudelleen voimakkaasti vuodesta 1992 lähtien, mutta laajemmalla alueella kuin edellisessä epidemiassa. Myös männyn harmaakariste runsastui vuonna 1991 pääasiassa Keski-Suomessa, Kainuussa ja Lapissa. Männyllä ytimennävertäjätuhojen määrä vaihteli voimakkaasti eri vuosina. Sen sijaan muita hyönteistuhon tavattiin erittäin vähän.

Kuusella merkittävimmät muutokset olivat pakkasen aiheuttamien vaurioiden lisääntyminen vuonna 1993 lähinnä Kainuussa sekä suopursuruosteen runsastuminen vuonna 1988–1989 Kainuussa ja osittain Pohjois-Karjalassa. Tunnistamattomia tuhoja oli kuusella selvästi runsaammin kuin männyllä.

MÄNNYNVERSOSURMAN ESIINTYMINEN VUOSINA 1986-1992

Seppo Nevalainen

Surmakka-nimisen kotelosienen aiheuttama versosurma on yleisin männyn sienitauti Suomessa (s. 115). Sen suuresiintymiä on maassamme tavattu 1–2 kertaa vuosikymmenessä. Kasvupaikalle sopimattomien, yleensä liian eteläisten alkuperien viljely on tärkein taudille altistava tekijä¹. Jos puiden alkuperä on sopiva, alttiuteen vaikuttavat säätekijät sekä kasvupaikan viljavuus ja metsikön rakenne^{226, 185}. Myös ilman epäpuhtauksien on arveltu lisäävän taudin esiintymistä⁴⁹.

VMI8 mahdollisti ensi kertaa laajan, systemaattisesti kerätyn maastoaineiston käytön tautiriskiін vaikuttavien tekijöiden selvittämisessä. Taudin oireita tavattiin 10,5 %:ssa Etelä-Suomen mäntyvaltaisista metsiköistä (1986–1992). Ns. todettuja tuhoja, joissa metsikön metsänhoidollinen laatu oli taudin takia alentunut, oli 2,6 %:lla. Taudin esiintymisessä oli tilastollisesti merkitsevää alueellista keskittymistä. Tauti oli selvästi yleisempi soilla (16,6 % männiköistä) kuin kangasmailla (8,4 %). Soilla sitä esiintyi runsaimmin turvekankailla (21,4 %) ja vähiten luonnontilaisilla soilla (11,1 %). Kasvupaikan viljavuus lisäsi riskiä erityisesti kangasmetsissä. Yllättävästi tautia tavattiin enemmän luontaisesti uudistetuissa kuin viljelymänniköissä. Tämä johtui lievien tuhojen suuresta osuudesta luontaisesti uudistetuilla viljavilla kasvupaikoilla.

Versosurman määrä lisääntyi suoraviivaisesti metsikön tiheyden kasvaessa. Sen sijaan esimerkiksi kohteen korkeusasemalla, rikki- ja typpilaskeumilla tai pohjamaan emäskationipitoisuudella ei tässä aineistossa ollut yhteyttä taudin esiintymiseen.

Laajan maastoaineiston perusteella metsikön tiheys, puuston pohjapinta-alalla ilmaistuna, ja metsikön ikä olivat ylivoimaisesti tärkeimpiä taudin esiintymiseen liittyviä metsikkötunnuksia (taulukko 3.8). Myös kasvupaikan viljavuus ja uudistamistapa kangasmetsissä sekä mallitettu rikkilaskeuma ja talvikuukausien keskilämpötila suometsissä olivat jonkin verran merkityksellisiä. Taudin yleisyys turvemaiden männiköissä lienee syynä, ettei riinteen suunta (etelä- tai pohjoisrinne) selitä versosurman esiintymistä.

Edellä esitetyt tulokset perustuvat VMI:n tuhoaineiston perusteella laadittuun ns. luokittelupuumalliin. Vaikka malli antaa selvästi parempia ennusteita kuin esimerkiksi logistinen regressiomalli, sen avulla voitiin ennustaa vain 72–74 % versosurmaisista näytealoista oikeaan luokkaan (taulukko 3.9).

Mallin suhteellisen heikosta ennustamiskyvystä

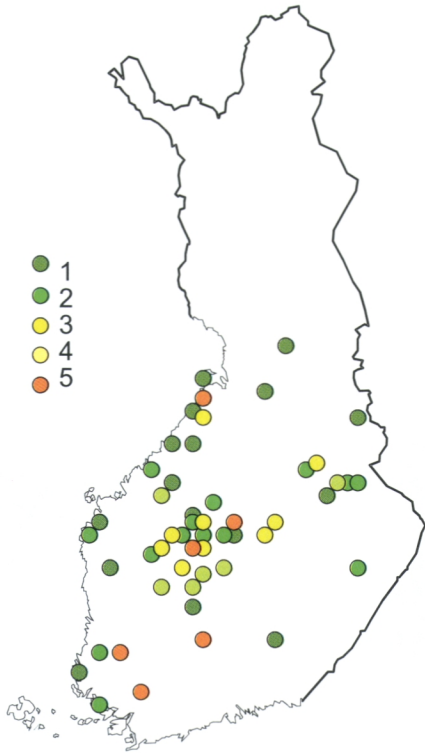
huolimatta sen avulla voitiin rajata aineistosta osia, joissa versosurmaa esiintyi poikkeuksellisen runsaasti tai poikkeuksellisen vähän. Kangasmetsissä versosurmaa oli eniten (19,8 %), jos metsikön pohjapinta-ala oli yli 18,5 m²/ha, mutta mallitettu vuotuinen rikkilaskeuma alle 615 mg S/m². Vähiten sitä esiintyi puolestaan harvoissa männiköissä, joiden pohjapinta-ala oli alle 12,5 m²/ha. Turvemailla tautia oli runsaiten, jos metsikön pohjapinta-ala ylitti 12,5 m²/ha alueilla, joilla vuotuinen rikkilaskeuma oli yli 535 mg S/m².

Taulukko 3.8. Selittävien muuttujien suhteellinen tärkeys luokittelupuumallissa. Aineistona ovat vuosina 1986–1992 mitatut VMI:n mäntyvaltaiset näytealat, joilla ei ole tehty hakkuita mittausta edeltäneenä 10-vuotiskautena.

Muuttuja	Kangasmetsät Suometsät	
	Suhteellinen tärkeys mallissa, %	
Pohjapinta-ala	100,0	100,0
Metsikön ikä	57,5	41,7
Viljely	27,7	1,1
Kasvupaikkatyyppi	5,0	5,7
Männyn osuus puustosta	3,1	1,0
Rikkilaskeuma	1,3	8,3
Talvikuukausien keskilämpötila	0,5	18,6
Kesäkuukausien sadesumma	0,5	0,8
Kohteen korkeusasema	0,4	0,0
Typpilaskeuma	0,3	2,5
Emäskationien määrä pohjamaassa	0,0	0,8

Taulukko 3.9. Maastossa havaittu ja luokittelupuumallilla ennustettu versosurmaisuus. Aineistona ovat vuosina 1986–1992 mitatut VMI:n mäntyvaltaiset näytealat, joilla ei ole tehty hakkuita mittausta edeltäneenä 10-vuotiskautena.

Kasvupaikka	Havaittu luokka	Ennustettu luokka	
		Ei tautia	Tauti
Kangasmaat	Ei tautia	0,65	0,35
	Tauti	0,26	0,74
Turvemaat	Ei tautia	0,64	0,36
	Tauti	0,28	0,72

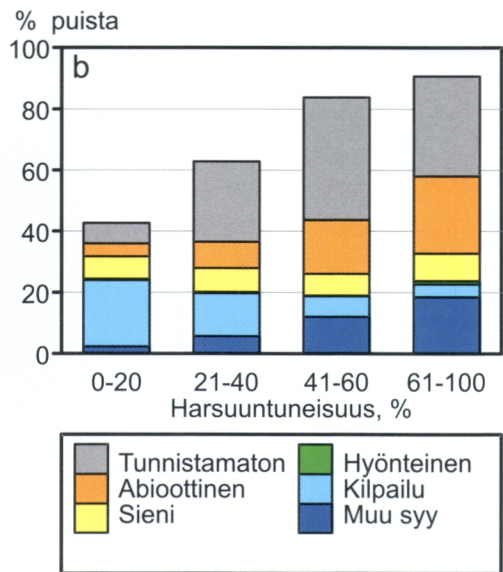
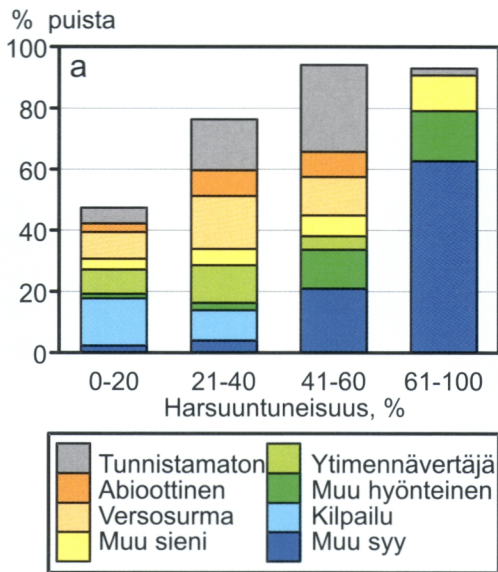


Kuva 3.26. Männyn versosurmatuhot vuonna 1989. Tuhon suhteellinen osuus näytealan männystä on kuvattu viidellä tasavälisellä luokalla.

Tuhojen suhde harsuuntuneisuuteen

Yksittäisissä näytepuissa tuhojen lisääntymistä seurasi voimakkaampi harsuuntuminen. Kun alle 20 % harsuuntuneista puista noin 40 %:lla esiintyi tuhoja, niin vastaava osuus yli 60 % harsuuntuneilla puilla oli yli 90 %. Vaikka tuhojen vaikutus harsuuntumiseen oli yksittäisissä puissa selvä, vaikutusta oli hankala osoittaa koko maata käsittävästä näytealakohtaisesta aineistosta. Tämä johtui paitsi harsuuntuneisuuden suuresta vaihtelusta, myös voimakkaasti harsuuntuneiden puiden vähäisestä osuudesta.

Tuhojen vaikutuksen selvittämiseksi verrattiin pareittain samalla näytealalla kasvavien tuhonaisten ja terveiden puiden harsuuntuneisuutta. Parittaisessa vertailussa ilmeni tuhoja, jotka lisäsivät harsuuntumista, mutta eri vuosina eri tuhot osoittautuivat merkittäviksi. Tunnistamattomien tuhojen lisäksi tunnistetuista biottisista tuhoista korostui männyllä ennen kaikkea versosurma, muut sienitaudit ja ytimennävertäjä. Kuusella korostuivat tunnis-



Kuva 3.27. Eri tuhonaiheuttajien keskimääräinen osuus harsuuntumislukittain a) mäntynäytepuissa ja b) kuusinäytepuissa vuosina 1986–1995. Pylvään korkeus osoittaa tuhojen yhteisen osuuden ko. harsuuntumislukassa.

Kuva 3.28. Harmaakaristet-
ta on yleisimmin 10–20-vuoti-
sissa männiköissä viljavilla
kasvupaikoilla. Se tappaa
neulaset, mutta versojen
kärkisilmut jatkavat kasvu-
aan. Kuva T. Kurkela.



tamattomat tuhot sekä korjuuvauriot (kuva 3.27). Tunnistamattomien tekijöiden aiheuttama neulaskato lisäsi parivertailussa kuusen harsuuntuneisuutta lähes joka vuosi seurantajakson aikana.

Kaikki tuhot yhdessä nostivat harsuuntuneisuuden keskiarvoa männyllä 2 ja kuusella 6 %-yksikköä. Eri tuhojen merkitys harsuuntumisen lisääjänä vaihteli vuosittain. Männyn harsuuntumista eniten lisännyt tuho oli versosurma. Sen huiput erottuivat vuosina 1988, 1989 ja 1993, kun taas muut sienitaudit (harmaakariste, kuva 3.28) olivat merkittävin tuho vuonna 1991 (taulukko 3.6). Kuusella tunnistamattomien tuhojen osuus oli suuri (taulukko 3.7) seurantajakson alkupuoliskolla, mutta 1990-luvulla abioottisten tekijöiden (pakkanen, lumi, tuuli) merkitys kasvoi suurimmaksi. Tämän aineiston mukaan tunnistettavat tuhot voivat aiheuttaa harsuuntuneisuuden huomattavan suurta vaihtelua.

METSIEN KUNNON RIIPPUVUUS YMPÄRISTÖTEKIJÖISTÄ

Martti Lindgren, Maija Salemaa ja Pekka Tamminen

Metsävaurioita selittävät hypoteesit

Kaukana päästölähteistä sijaitsevien metsien kunnan havaittiin heikentyneen laajoilla alueilla Keski-Euroopassa 1970-luvun lopussa. Eri hypoteesit metsävaurioiden syistä korostivat joko happaman laskeuman ja maaperän liukoksen alumiinin^{225, 217}, kaasumaisten epäpuhtauksien^{99, 166}, typpilaskeuman¹⁴⁷ tai ravinnepuutosten¹⁹¹ merkitystä tuhojen aiheuttajina. Myöhemmin on painotettu metsävaurioiden kompleksista luonnetta, jossa ilman epäpuhtauksien vaikutukset kytkeytyvät monin tavoin ilmastollisiin tekijöihin, paikallisiin kasvuoloihin, abioottisiin ja bioottisiin tuhoihin tai metsien käytön historiaan^{43, 198}. Eräiden näkemysten mukaan ilman epäpuhtauksien vaikutukset metsien kuntoon on voitu varmasti osoittaa vain teollisuusalueiden ympäristössä^{198, 91}.

Myös Suomessa tehdyt tutkimukset ovat nostaneet esille ilman epäpuhtauksien aiheuttamat riskit metsien terveydelle ja vesistöjen laadulle⁹². Rikkidioksidin, typen oksidien ja otsonin pitoisuudet ilmassa ovat luontaisia tasoja korkeammat, mistä on haittaa kasvillisuudelle. Vaikka rikkilaskeuma on pienentynyt 1980-luvulta, sadeveden happamuus ei ole vähentynyt samassa suhteessa, sillä myös happamuutta neutraloiva emäskationilaskeuma on pienentynyt samanaikaisesti^{116, 74}. Sekä Etelä- että Pohjois-Suomessa on alueita, joissa märkälasseuman pH alittaa haitallisena pidetyn 4,7:n rajan⁸⁹. Erityisesti kylmän ilmaston^{69, 18} ja karun maaperän¹⁷² on katsottu lisäävän ilman epäpuhtauksien haitallisia vaikutuksia puihin. Maaperän happamoitumisen on ennustettu alkuvaiheessa kiihdyttävän metsien kasvua, mitä seuraa kasvun vähentyminen^{51, 217}. Ilman epäpuhtauksien aiheuttamia metsävaurioita on kuvattu teollisuuslaitosten ympäristössä, jolloin vaurioitavina aineina ovat olleet ensisijaisesti rikkidioksidi²⁰⁰, typpiyhdisteet⁶⁸, otsoni¹⁶⁷, fluoridi^{200, 236} ja raskasmetallit⁵⁶.

Akuutit korkeiden saastepitoisuuksien aiheuttamat puustovauriot pistemäisten päästölähteiden läheisyydessä on yleensä helppo tunnistaa. Tausta-alueilla ilman epäpuhtauksien alhaisten pitoisuuksien vaikutukset sekoittuvat muiden stressitekijöiden tai ilmaston aiheuttamaan vaihteluun. Varsinkin laajoilla maantieteellisillä alueilla metsien kunnon inventointitulosten tulkinta on vaikeaa. Selittämällä vaurio-oireiden ja ympäristötunnusten välistä yhteisvaihtelua, voidaan hahmottaa eri tekijöiden välisiä riippuvuussuhteita. Voidaan esimerkiksi tutkia, lisääntyvätkö vaurio-oireet lähestyttäessä saastelähdettä tai onko pitoisuuksien ja oireiden ajallisen esiintymisen välillä samankaltaisuutta. Tällaisella yhteisvaihteluun perustuvalla lähestymistavalla voidaan eritellä aineiston säännönmukaisuuksia ja esittää hypoteeseja, mutta se ei riitä syy-yhteyksien osoittamiseen.

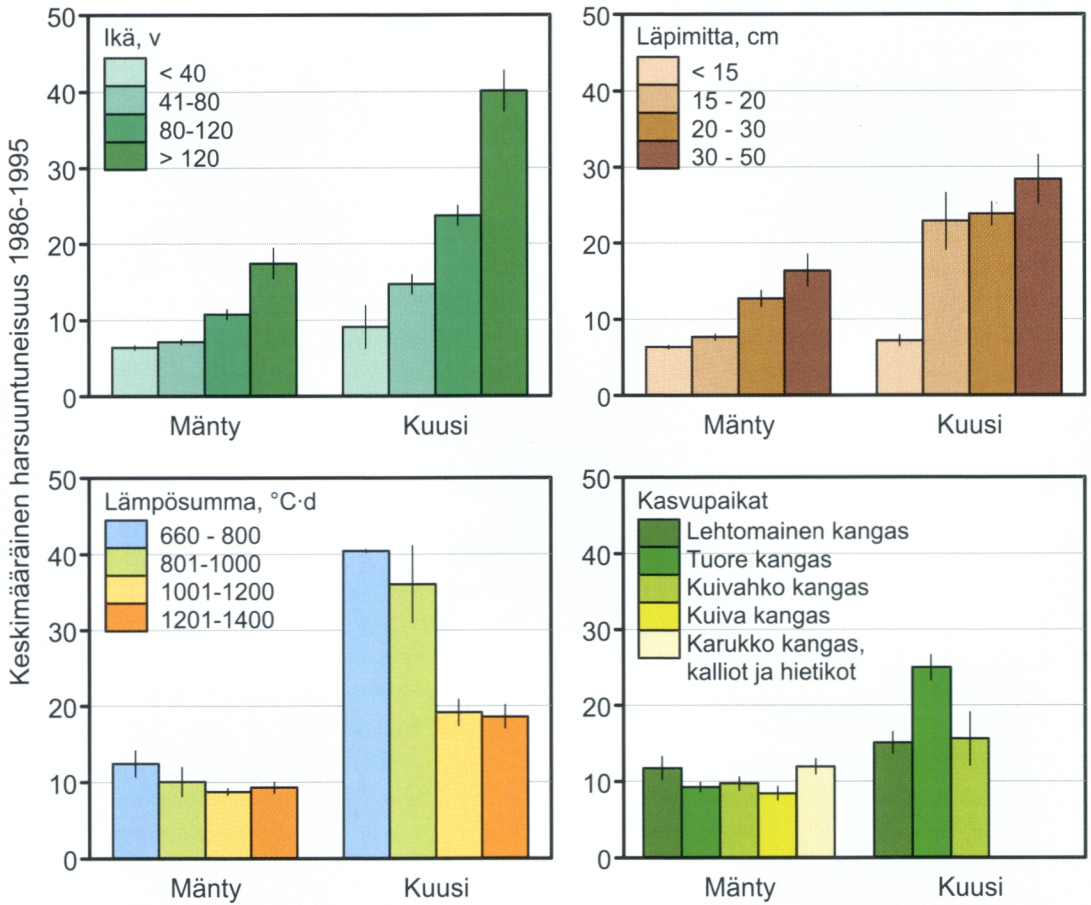
Metsävaurioiden syiden analysointiin on sovellettu ns. Kochin⁹⁷ postulaatteja, jotka on muotoiltu alunperin infektioautien aiheuttajien

määrittämiseen lääketieteessä. Jotta metsätuhoon aiheuttaja voidaan selvittää, seuraavien ehtojen tulee olla voimassa: 1) puiden oireiden ja epäiltyjen stressitekijöiden, esimerkiksi jonkin epäpuhtauden, tulee ilmetä samalla paikalla ja samanaikaisesti, 2) epäillyn stressitekijän tulee kehittää havaitut oireet myös koeoloissa ja 3) oireen tulee kadota, kun stressitekijät poistetaan^{114, 5, 75}. Tavallisissa kartoitustutkimuksissa on oireiden syiden analyysissä usein tyydyttävä vain ensimmäisen ehdon voimassaoloon.

Havupuiden latvuksen kuntoon vaikuttavat tekijät vuosina 1986–1995

Puiden latvusten kuntoa seurattiin vuosina 1986–1995 yhteensä 291 näytealalla, joista mäntyaloja oli 168 ja kuusialoja 123 (s. 113). Samoilta näytealoilta analysoitiin maaperätunnuksia vuosina 1986–1987 ja 1995 (148 mänty- ja 110 kuusialaa), neulasten kemiallista koostumusta vuosina 1987–1989 (70 mänty- ja 43 kuusialaa) ja sammalten raskasmetallipitoisuuksia vuonna 1990 (291 näytealaa). Metsikkötunnukset mitattiin vuonna 1990²²⁸. Seuraavassa tarkastellaan miten maaperä-, ravinne- ja metsikkötunnukset, ilmasto- ja säätekijät, kohteen maantieteellinen sijainti sekä rikki- ja typpilaskeumat ovat vaikuttaneet latvusten keskimääräiseen kuntoon seurantajaksolla.

Näytealakohtainen keskiarvo vuosien 1986, 1990 ja 1993 sulfaattirikin sekä nitraatti- ja ammoniumtypen laskeumista perustuu Ilmatieteen laitoksella sovitettuun malliin. Mallilaskelmien ulkomaisen laskeuman osuus on saatu EMEP-mallista²²⁴ ja laskeuman kotimainen osuus perustuu HAKOMA-malliin⁸⁰. Toisen laskeumaa kuvaavana tunnuksena käytettiin vuonna 1990 kerättyjen sammalnäytteiden raskasmetallipitoisuuksia¹⁸³. Näytealojen lämpötila- ja sademääräennusteet perustuvat malliin, jonka lähtöaineistona ovat Ilmatieteen laitoksen säähavaintoasemien kuukausitiedot¹⁵⁵.



Kuva 3.29. Männyen ja kuusen keskimääräinen harsuuntuneisuus vuosina 1986–1995 suhteessa metsikön ikään, puuston läpimittaan, lämpösummaan ja kasvupaikkatyyppiin.

Kullekin näytealalle laskettiin 10 vuoden keskiarvo (1986–1995) seuraavista latvuksen kuntoa kuvaavista tunnuksista: 1) keskimääräinen harsuuntuneisuus, 2) yli 20 % harsuuntuneiden puiden osuus, 3) latvuksen keskimääräinen värivikaisuus sekä 4) värivikaisten puiden osuus (s. 107). Latvuksen kuntotunnusten riippuvuutta ympäristötekijöistä selvitettiin regressiomallien ja korrelaatiotestien avulla. Monen muuttujan regressiomalleissa tutkittiin harsuuntuneisuuden ja selittävien tekijöiden lineaarista suhdetta. Osa tunnuksista voitiin ottaa tarkasteluun sellaisenaan ja osa (esim. kasvupaikkatyyppi, turpeen esiintyminen, kivisyys) muunnettiin on/ei-muuttujiksi.

Harsuuntuneisuutta selittävät tekijät

Metsikön ikä osoittautui tärkeimmäksi harsuuntuneisuuden vaikuttavaksi tekijäksi sekä männyllä että kuusella (kuva 3.29). Kuusen harsuuntuneisuus lisääntyi iän myötä voimakkaammin kuin männyllä. Iän vaikutus näkyi selvästi myös tarkasteltaessa puiden harsuuntuneisuutta läpimittaluokittain. Mitä paksumpia puut olivat rinnankorkeudelta sitä voimakkaammin ne olivat harsuuntuneet.

Harsuuntuneisuuden ja metsikön iän positiivinen korrelaatio on todettu niin Suomessa⁸³, muissa Pohjoismaissa^{4, 222, 206} kuin muualla Eu-

Taulukko 3.10. Harsuuntuneisuutta (1986–1995) selittävät puu- ja ympäristötunnukset. Suluissa on annettu havaintojen lukumäärät ja keskiarvot. Plus-merkki (+) kuvaa harsuuntumista voimistavaa ja miinus-merkki (-) vähentävää vaikutusta.

Selitettävä tunnus	Selittävät tunnuks	Selitysaste, %
Männiköt (168 kpl)		
Harsuuntuneisuus (9,6%)	+ Ikä + Läpimitta - Pituusaste	60
Yli 20 % harsuuntuneiden osuus (10,8%)	+ Läpimitta + Ikä + Mantereisuus ¹⁾	52
Kuusikot (123 kpl)		
Harsuuntuneisuus (21,7%)	+ Ikä + Läpimitta - Lehtomainen kangas	66
Yli 20 % harsuuntuneiden osuus (43,0%)	+ Ikä + Läpimitta - Lehtomainen kangas	59

¹⁾ Mantereisuus: Lämpimimmän ja kylmimmän kuukauden keskilämpötilan erotus.

Taulukko 3.11. Männiköiden ja kuusikoiden harsuuntuneisuus (1986–1995) rikkilaskeuman suhteen met-sikön iällä vakioidussa aineistossa. Keskimääräinen rikkilaskeuma on laskettu vuosien 1986, 1990 ja 1993 arvoista.

Tunnus	Sulfaattirikin vuosilaskeuma, mg/m ²					Yhteensä
	-400	-500	-600	-700	-1270	
Männiköt						
Näytealoja, kpl	55	49	24	18	22	168
Harsuuntuneisuus, %	7,9	11,0	10,0	9,5	10,3	9,6
Yli 20 % harsuuntuneiden osuus	7,2	13,4	12,3	10,0	13,3	10,8
Kuusikot						
Näytealoja, kpl	24	33	25	16	25	123
Harsuuntuneisuus, %	22,0	22,1	21,1	21,2	21,9	21,7
Yli 20 % harsuuntuneiden osuus	39,7	44,2	43,6	40,2	47,0	43,0

Taulukko 3.12. Männiköiden ja kuusikoiden harsuuntuneisuus (1986–1995) typpilaskeuman suhteen met-sikön iällä vakioidussa aineistossa. Keskimääräinen laskeuma on laskettu vuosien 1986, 1990 ja 1993 arvoista.

Tunnus	Ammonium- ja nitraattityypin vuosilaskeuma, mg/m ²					Yhteensä
	-300	-400	-500	-600	-800	
Männiköt						
Näytealoja, kpl	49	65	27	13	14	168
Harsuuntuneisuus, %	7,8	10,6	10,4	9,3	10,8	9,6
Yli 20 % harsuuntuneiden osuus	6,4	12,8	13,7	9,7	14,1	10,8
Kuusikot						
Näytealoja, kpl	18	38	32	16	19	123
Harsuuntuneisuus, %	23,1	22,1	20,6	21,8	21,5	21,7
Yli 20 % harsuuntuneiden osuus	38,2	43,9	43,5	42,3	46,6	43,0

roopassa¹³⁸. Vanhat kuusikot ovat harsuuntu-neempia kuin nuoret erityisesti Pohjois-Suo-messa¹²².

Metsien ikä kasvaa pohjoista kohti, mikä vaikeuttaa muiden etelä-pohjoissuunnassa vaihtelevien ja lämpösummasta riippuvien tekijöiden vaikutuksen havaitsemista. Harsuuntuneisuu-den ja ympäristötekijöiden suhdetta tutkittiin

tämän vuoksi sekä iän suhteen vakioimatto-massa että vakioidussa aineistossa.

Iällä vakioimattomassa aineistossa har-suuntuneisuus lisääntyi lämpösumman pienenty-essä eli etelästä pohjoiseen erityisesti kuusella (kuva 3.29). Kasvupaikan viljavuuden suhteen männyn harsuuntuneisuudessa ei ollut suuria

eroja, mutta kuuset olivat harsuuntuneimpia tuoreilla kankailla. Vaikka puiden elinvoimaan tiiviisti liittyvä kasvu riippuu olennaisesti kasvupaikan ravinteisuudesta, vain kuusi oli vähemmän harsuuntunut viljavimmilla kasvupaikoilla. Otoksen pienuus etenkin karuilla kasvupaikoilla rajoittaa kuitenkin luotettavien johtopäätösten tekoa harsuuntumisen ja kasvupaikkatyyppin suhteesta. Suuremmassa aineistossa mänty on ollut voimakkaimmin harsuuntunut kallioilla ja hiekkakankailla⁸⁴.

Parhaassa monen muuttujan regressiomallissa metsikön ikä, puuston läpimitta ja paikan itäkoordinaatti selittivät yli 60 % männyn harsuuntuneisuuden vaihtelusta. Kuusella tärkeimmät selittävät tekijät olivat niinkään metsikön ikä, puuston läpimitta ja kasvupaikan viljavuus, jotka selittivät 66 % harsuuntuneisuuden vaihtelusta (taulukko 3.10). Kaikkien muiden tekijöiden selityskyky oli selvästi heikompi, eivätkä ne olleet tilastollisesti merkitseviä. Vaikka säätekijöillä on yhteyttä havupuiden neulasmasan vaihtelun kanssa^{98, 222}, eivät jakson keskimääräinen lämpösumma ja sademäärä valikoituneet harsuuntuneisuutta selittäviksi muuttujiksi tässä aineistossa. Tämä voi johtua lämpösumman ja iän voimakkaasta yhteisvaihtelusta sekä siitä, että analyysissä käytettiin jakson lämpösumman ja sademäärän keskiarvoa, joka pienentää alueellista vaihtelua.

Koko maata tarkasteltaessa rikki- ja typpilaskeumien tai sammalten raskasmetallipitoisuuksien ja havupuiden keskimääräisen harsuuntuneisuuden välillä ei havaittu merkitsevää yhteyttä. Tämä oli odotettavaa, sillä epäpuhtauksien laskeuma painottuu Etelä-Suomeen, kun taas metsien ikä ja harsuuntuneisuus kasvavat pohjoiseen päin. Näytealoilta ei ollut käytettävissä tietoja otsonin eikä muiden kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuuksista.

Harsuuntuneisuuden suhde ilman epäpuhtauksiin iän suhteen vakioidussa aineistossa

Rikki- ja typpilaskeumien suhdetta puiden harsuuntuneisuuteen testattiin myös aineistossa, missä metsikön iän vaikutus harsuuntuneisuuteen oli poistettu laskennallisesti eli ikää käytettiin kovariaattina. Tällöin mäntyjen harsuuntuneisuus näytti olevan pienintä siellä, missä rikki- ja kokonaistyyppilaskeumat olivat alhaisimmat (taulukot 3.11 ja 3.12). Mäntyjen harsuuntuneisuus ei kuitenkaan lisääntynyt suoraviivaisesti laskeuman lisääntyessä. Kuusen harsuuntuneisuuden ja laskeuman välillä ei ollut mitään riippuvuutta (taulukot 3.11 ja 3.12).

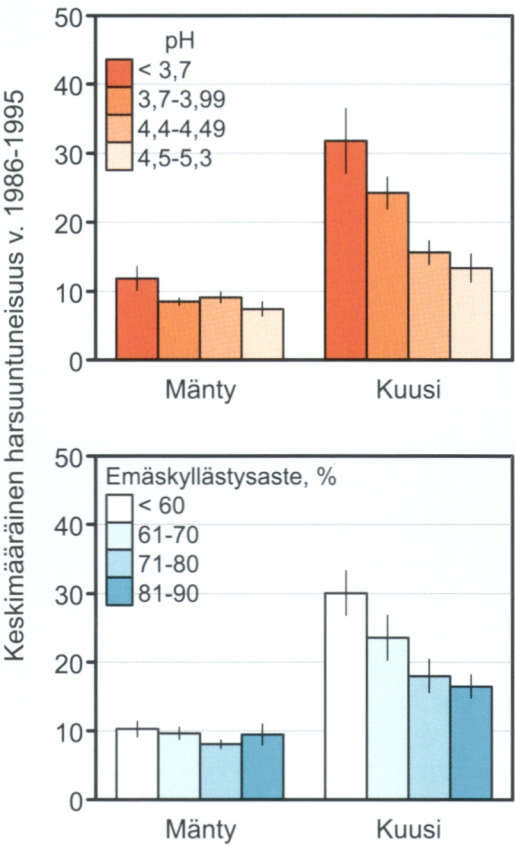
Muidenkaan maiden valtakunnallisissa tutkimuksissa metsien harsuuntuneisuuden ja ilman epäpuhtauksien tilastollista yhteyttä ei ole voitu selvästi osoittaa. Poikkeustapauksen muodostaa Länsi-Saksan kattanut kartoitus, jossa vaurioituneiden kuusimetsien osuus kasvoi rikin ja typen märkälasseuman sekä otsonin keskimääräisen päiväpitoisuuden noustessa¹⁹². Englannissa Innes ja Boswell⁷⁷ eivät havainneet metsien kunnon heikkenemistä suurimman laskeuman alueella, mutta Matherin¹³³ mukaan sitkankuusen harsuuntuneisuus korreloi rikki-lasseuman kanssa. Paikalliset, pääasiassa rikkidioksidin aiheuttamat puustovauriot keskittyvät Kaakkois-Saksan, Puolan ja Pohjois-Tsekin teollisuusalueille⁷⁶. Pistelähteiden ympäristössä harsuuntuneisuuden on todettu lisääntyvän päästölähdettä lähestyttäessä. Esimerkiksi männiköiden harsuuntuneisuus alkoi voimistua noin 40 km:n päässä Montségorskin kuparinnikkelisulatosta ja harsuuntuneisuuden ja ilman rikkidioksidilasseuman välillä oli selvää yhteisvaihtelua pitoisuuksien ollessa korkeita¹⁸⁷. Lisäksi eräillä maantieteellisillä alueilla, jotka eivät ole päästölähteiden välittömän vaikutuksen piirissä, metsien kunnon heikentyminen on ollut voimakkainta siellä, missä kaukokulkeutunut laskeuma on suurinta. Esimerkiksi Kaakkois-Norjassa kuusikoiden harsuuntu-

Taulukko 3.13. Harsuuntuneisuutta (1986–1995) selittävät puu- ja ympäristötunnukset, joissa maaperätunnukset ovat mukana.

Selitettävä tunnus	Selittävät tunnus	Selitysaste, %
Männiköt (148 kpl)		
Keskim. harsuuntuneisuus (9,3%)	+ Ikä + Läpimitta/ikä	58
Yli 20 % harsuuntuneiden osuus (10,4%)	+ Ikä	49
Kuusikot (110 kpl)		
Keskim. harsuuntuneisuus (21,2%)	+ Ikä + Läpimitta + C/Nh	74
Yli 20 % harsuuntuneiden osuus (42,2%)	+ Ikä + Läpimitta + C/Nh	59

h = humuskerros. (ks. taulukko 3.10)

neisuus on lisääntynyt niillä alueilla, jotka vastaanottavat eniten happamoittavaa laskeumaa¹⁴⁵.



Kuva 3.30. Männyn ja kuusen keskimääräinen harsuuntuneisuus suhteessa humuskerroksen happamuuteen ja emäskyllästysasteeseen.

Harsuuntuneisuuden ja maaperätunnusten suhde

Osalla näytealoja voitiin tarkastella myös harsuuntuneisuuden suhdetta maaperätunnuksiin (s. 65). Regressiomalleissa käytetyt maaperätunnukset eivät kuitenkaan selittäneet harsuuntuneisuutta kovinkaan hyvin. Tässäkin aineistossa metsikön ikä ja puiden läpimitta valikoitui- vat tärkeimmiksi harsuuntuneisuuden vaihtelun selittäjiksi (taulukko 3.13). Ainoastaan humuskerroksen korkea C/N -suhde lisäsi jonkin verran kuusikoiden harsuuntuneisuutta. Koska tämä suhde kuvaa hyvin kasvupaikan viljavuutta²²⁰, niin kuusikoiden harsuuntuneisuus näyttäisi lisääntyvän kasvupaikan viljavuuden heikentyessä. Tulos on yhdenmukainen taulukossa 3.10 esitetyn kanssa: kuusikot olivat vähiten harsuuntuneita lehtomaisilla kankailla.

Maaperän happamoitumisen kannalta tärkeät tunnusukset kuten pH, emäskyllästysaste tai alumiinipitoisuus eivät valikoituneet mukaan regressiomalleihin. Kuusikoiden harsuuntuneisuus oli kuitenkin metsikön iällä vakioimattomassa aineistossa suurinta näytealoilla, joissa humuskerroksen pH oli alhaisin ja emäskyllästysaste pienin (kuva 3.30). Metsien ikääntymiseen kuuluu luontaisesti maaperän happamoitumiskehitys, mikä ilmeisesti viljavuustekijöiden kanssa selittää havaitun tuloksen.

Norjassa kuusen harsuuntumisen on todettu olevan jossain määrin riippuvaista kasvupaikan viljavuudesta²²². Englannissa pyökin ja sitkankuusen kunto ei vastoin odotuksia heikentynyt sitä mukaa kun kalsiumin ja magnesiumin

suhde alumiiniin (Ca+Mg/Al) laski maaperäsä⁴². Useiden tutkijoiden mukaan Ruotsin lounaisrannikon metsien huonon kunnon taustalla olisi liiallisen typpilaskeuman aiheuttama ravinne-epätasapaino^{148, 180}. Toisaalta Binkley ja Högberg¹¹ eivät löytäneet selvää tukea hypoteesille, että typpilaskeuma olisi alentanut Ruotsin metsien kuntoa tai kasvua.

Harsuuntuneisuuden ja neulasten kemiallisen koostumuksen suhde

Havupuiden harsuuntuneisuuden ja neulasten kemiallisen koostumuksen sekä neulasten koon suhdetta selvitettiin vuosien 1987–1989 aineistossa. Tunnusten välisiä suhteita tutkittiin osittaiskorrelaatiolla, jossa lämpösomman vaikutusta neulasten ravinnepitoisuuksiin¹⁷² on vakioitu. Neulasnäytteet kerättiin näytealojen ympärillä kasvaneista vallitsevan latvuserroksen puista (n = 20) (s. 87). Mäntyaineisto (70 näytealaa) edustaa koko Suomea ja on ikä-jakaumaltaan hyvin laaja, 14–327 vuotta. Kuusiaineisto (43 näytealaa) edustaa vain Etelä-Suomea.

Kuusen neulasten typpi- ja kuparipitoisuudet olivat sitä pienempiä mitä harsuuntuneempia kuusikot keskimäärin olivat. Neulasten booripitoisuudet samoin kuin toisen neulasvuosikerran sinkkipitoisuudet taas kasvoivat kuusen harsuuntuneisuuden noustessa (taulukko 3.14). Sen sijaan männyllä neulasten kuparipitoisuus kasvoi latvuksen harsuuntumisen myötä Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa männyn neulasten typpi- ja fosforipitoisuudet pienenevät ja booripitoisuus nousi harsuuntuneisuuden kasvaessa. Neulasten keskipituus ja -massa olivat koko maassa sitä pienemmät mitä harsuuntuneempia männiköt olivat (taulukko 3.14).

Noin puolella aineiston kuusikoista ja männiköistä oli neulasanalyyysien perusteella typen puutos⁸¹. Typen ja kuparin puutos on liittynyt harsuuntuneisuuden lisääntymiseen Meren-

kurkun kuusikoissa¹³⁴. Männyn harsuuntuneisuus korreloi typen niukkuuden kanssa myös Lapin gradienttitutkimuksissa¹⁸⁷. Boorin kertyminen neulasiin neulasmassan vähetessä on osoitettu kokeellisesti männyllä¹⁵³.

Taulukko 3.14. Männyn ja kuusen keskimääräisen harsuuntuneisuuden (1987–1989) osittaiskorrelaatiot näytealojen ympärillä kasvaneiden näytepuiden (n=20) neulasten alkuainepitoisuuksien ja neulasten koon kanssa. Harsuuntuneisuusarvot on vakioitu lämpösommalla. Vain merkitsevät korrelaatiot esitetty.

Alkuaine/ neulasen koko	Mänty		Kuusi
	Etelä-Suomi	Pohjois-Suomi	Etelä-Suomi
1. Neulasvuosikerta			
Typpi		-0,494**	-0,379*
Fosfori		-0,316*	
Kalium		0,283°	
Mangaani		-0,275°	
Kupari	0,324°		-0,423**
Boori		0,307°	0,310*
Alumiini		-0,348**	
Neulasen pituus	-0,336°	-0,278°	
Neulasen massa	-0,430**		
2. Neulasvuosikerta			
Typpi		-0,318*	-0,363*
Fosfori		-0,378**	
Kupari	0,421°		-0,428**
Sinkki			0,322*
Boori		0,309°	0,319*
Neulasen pituus		-0,308°	
Neulasen massa	-0,327°	-0,305°	
Näytealoja	32	38	43

° = p < 0,10, * = p < 0,05, ** = p < 0,01.

Taulukko 3.15. Kuusen keskimääräinen värivikaisuus nitraattitypen suhteen iällä tai kasvupaikkatyyppillä vakioidussa aineistossa (kovarianssianalyysi).

Väriyat, kun kovariaatti on:	NO ₃ -laskeuma, mg/m ² /v		
	106-200	200-300	301-443
	%		
Ikä	12,1	12,7	17,3
Kasvupaikkatyyppi	10,4	12,9	18,3
Näytealoja, kpl	28	63	32
Metsikön ikä, v	122	78	76

Latvuksen värioireet

Neulasten värioireet olivat kuusella yleisempiä ja niiden määrä vaihteli vuosittain voimakkaammin kuin männyllä. Värivikaisia kuusia oli jaksolla 1987–1995 keskimäärin 12 % ja mäntyjä 1,4 %. Koska värioireet olivat männyllä harvinaisia, vain kuusen väriavikoja tarkastellaan suhteessa eri ympäristötekijöiden vaihteluun.

Kuusen keskimääräistä väriavikaisuutta tutkittiin regressiomalleilla, joissa selittäjinä käytettiin metsikkö- ja kasvupaikkatunnuksia. Mallien selityssasteet jäivät alhaisiksi, vain 10–15 %:iin. Parhaissa malleissa selittäjiksi valikoitui metsikön iän lisäksi nitraattityypilaskeuma ja kasvupaikkatyyppi. Vakioimalla aineistoa joko metsikön iällä tai kasvupaikkatyyppillä, väriavikaisuusaste kasvoi nitraattityypilaskeuman suuretessa (taulukko 3.15).

Kuusen väriavikaisuuden ja rikki- ja typpilaskeumien alueellisuudessa ilmeni samankaltaisuutta Etelä-Suomen aineistossa vuosina 1990 ja 1993–1995. Myös tutkimusjakson keskimääräinen väriavikaisten kuusten osuus näytealalla ja nitraattityypilaskeuma korreloivat merkitsevästi Etelä-Suomessa. Kuusten väriavikaisuuden ja näytealan ympärillä kasvaneiden kuusten neulasten kemiallisen koostumuksen välillä ei ilmennyt yhteyttä. Toisaalta on muistettava, että neulasten näkyvät värioireet ovat harvoin spesifisiä, ja ne ilmentävät useiden tekijöiden yhteisvaikutusta²³⁵. Esimerkiksi Kaakkois-Norjassa kuusten kellastumisen aiheuttajaksi on esitetty ravinnepuutoksia yhdessä ilmastollisten tekijöiden kanssa². Samalla alueella touko-heinäkuun suhteellisen sademäärän on havaittu selittävän merkitsevästi latvuksen väriavikaisuuden vuotuista vaihtelua, mutta yhteyttä sulfaattirikkilaskeuman tai maaperän happamuustunnusten kanssa ei ollut²⁰². Nellemanin¹⁴⁴ mukaan Etelä-Norjassa havaittujen kuusen värioireiden taustalla on humuskerroksen alhainen pH ja korkea N/Mg -suhde. Keski-Euroopassa kuusten väriavikaisuus kytkeytyy usein ravinnehäiriöihin kuten magnesiumin tai kaliumin puutteeseen⁶⁵ (s. 87).

METSÄSAMMALET YMPÄRISTÖMUUTOSTEN ILMENTÄJÄNÄ

Raisa Mäkipää, Kari Mikkola, Antti Reinikainen ja Maija Salemaa

Sammalten merkitys metsäekosysteemin ainekierrossa on huomattava. Varttuneissa metsissä sammalten osuus on yleensä yli puolet aluskasvillisuuden biomassasta¹⁴¹, ja niiden vuosittain sitoma ravinnemäärä voi olla yhtä suuri kuin havupuiden^{17,55}. Sammalet säätelevät metsäekosysteemin toimintaa hyvän vedenpidätyskykynsä ja heikon lämmönjohdavuutensa avulla. Paksu sammalkerros hidastaa maan lämpenemistä, mikä vähentää maan mikrobiotointia ja hidastaa ravinteiden mineralisoitumista¹³.

VMI:ssä tehdyt kasvillisuusanalyysit osoittavat, että metsäsammalten peittävyys ovat muuttuneet 30 vuoden aikana 1950-luvulta 1980-luvun puoliväliin. VMI3 (1951–1953) toteutettiin linja-arviointina, jossa kasvilajien peittävyys arvioitiin 100 m²:n suuruisilta havaintoaloilta¹⁰¹. VMI8:n pysyvät näytealat (3 000 kpl) perustettiin vuosina 1985–1986, jolloin kasvillisuus inventointiin 4–6:lta 2 m²:n suuruiselta havaintoalalta. Vaikka näiden inventointien otanta- ja arviointimenetelmien erot vaikeuttavat tulosten vertailua, aineistot mahdollistavat selvien muutossuuntien osoittamisen lajien runsauksissa.

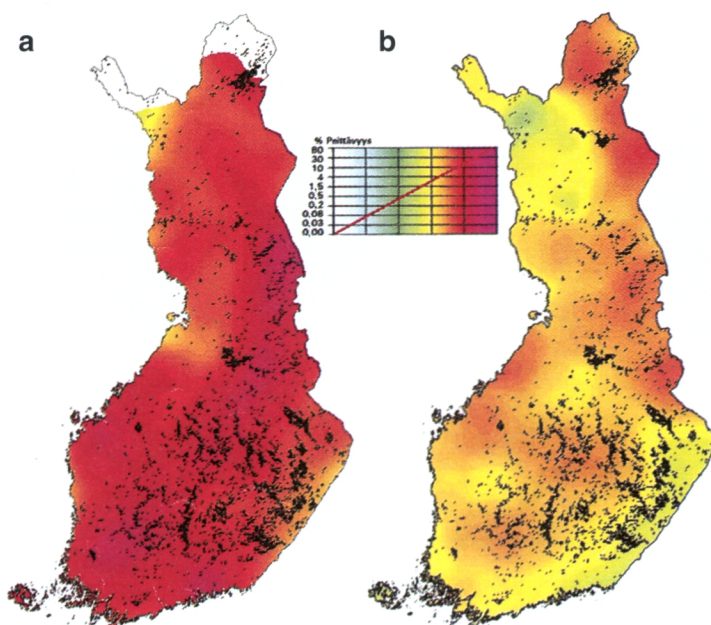
Metsäkerrossammalten peittävyys on pienentynyt koko maassa 30-vuotisen tutkimusjakson aikana. Vähentäminen on ollut selvintä etelärannikolla ja Kaakkois-Suomessa (kuva 3.31). Kynsisammalten kokonaispeittävyys on kasvanut erityisesti Etelä-Suomessa (kuva 3.32). Metsäsammalten elinympäristö on voimakkaasti muuttunut 1950-luvun jälkeen, sillä avohakkuut ovat lisääntyneet, ja metsien ikärakenne sekä puulajisuhteet ovat muuttuneet (s. 15). Metsäkerrossammal viihtyy parhaiten varjoisissa kuusikoissa, kun taas kynsisammalet menestyvät myös valoisissa nuorissa metsissä. On ilmeistä, että varsinkin Etelä-Suomen metsien rakenteen muutos on suosinut kynsisammalia metsäkerrossammalten kustannuksella. Kynsisammalten runsastumista ei kuitenkaan voida selittää pelkästään puuston rakenteen muuttumisella^{128, 146}.

Sadeveden happamuus sekä rikki- ja typpilaskeuma lisääntyivät seurantajakson aikana (s. 46). Sammalet ovat herkkiä rikki- ja typpilaskeumalle¹⁴². Erityisesti seinäsammal ja metsäkerrossammal kärsivät typpilisäyksestä²⁶ ja ilman epäpuhtauksien laskeumasta¹²⁴. Sammalten absorboiva pinta-ala on

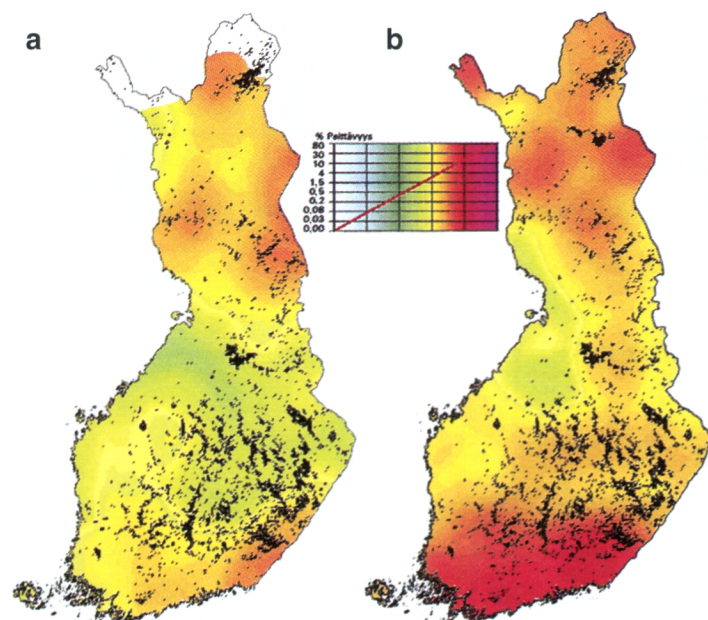
suuri, ja niiltä puuttuvat lehtiä suojaava kutikula sekä vedenkuljetukseen erikoistuneet putkilot. Rakenteellisista ominaisuuksista ja hyvästä kationinvaihtokapasiteetista johtuen sammaleet ottavat sadvedestä tehokkaasti ravinteita, mutta ovat samalla herkkiä typen ylimäärän sekä myrkyllisten aineiden

vaikutuksille (s. 62). Kasvun lisäksi sammalten suvullinen lisääntyminen häiriintyy ilman epäpuhauksien vuoksi¹²⁴. Ympäristötekijöiden muuttumisen seurauksena metsäkerrossammal on taantunut ja uusia olosuhteita paremmin kestävät kynsisammaleet ovat runsastuneet.

Kuva 3.31. Metsäkerrossammalen keskimääräinen peittävyys kangasmetsissä a) vuosina 1951–1953 ja b) vuosina 1985–1986. Kartan värin osoittama peittävyys luetaan pystyakselilta punaisen viivan ja ko. värin leikkauskohdalla. Valokuva E. Oksanen.



Kuva 3.32. Kynsisammalten keskimääräinen peittävyys kangasmetsissä a) vuosina 1951–1953 ja b) vuosina 1985–1986. Valokuva S. Hannelius.



PUIDEN JÄKÄLÄT ILMANLAADUN INDIKAATTOREINA

Jarmo Poikolainen, Mikko Kuusinen ja Kari Mikkola

Puiden jäkälien sopivuus ympäristön tilan seurantaan

Bioindikaattorien avulla saadaan nopeasti ja suhteellisen halvalla tietoa ilmanlaadusta ja ilmansaasteiden leviämisestä. Yleisimmin bioindikaattoreina on käytetty puilla kasvavia eli epifyyttisiä jäkäliä, koska ne ovat hyvin herkkiä ilmansaasteille ja ympäristön tilan muutoksille. Jäkälien herkkyys ilmansaasteille johtuu sekä erikoisesta rakenteesta että niiden tavasta ottaa ravinteita.

Jäkälat muodostuvat kahdesta erilaisesta organismista eli sienestä ja yhteyttävästä osakkaasta, joka voi olla viherlevä ja/tai sinibakteeri. Tavallisimmin kotelosieniin kuuluva sieniosakas muodostaa pääosan jäkälän seko-varresta. Yksittäiset leväsolut sijaitsevat seko-varren kuorikerroksen alla. Ne pystyvät tuottamaan auringonvalon avulla hiilihydraatteja, joita sieniosakas käyttää hyödykseen. Leväosakkaan hyöty symbioosista on lähinnä siinä, että sienirihmasto suojaa sitä kuivumiselta ja liialliselta auringonsäteilyltä. Ilman epäpuhtaudet, ravinteiden liiallinen saanti ja monet muut jäkälien kasvuun vaikuttavat tekijät voivat helposti järkyttää sieni- ja leväosakkaan välistä tasapainoa. Vaikutukset kohdistuvat yleensä voimakkaimpina leväosakkaaseen. Epifyyttijäkälien herkkyyttä lisää se, että ne ovat ympäri vuoden alttiina ilmansaasteille ja ottavat tarvitsemansa ravinteet sadevedestä ja ilma-virtausten mukana kulkeutuvasta pölystä. Suojaavan pintasolukerroksen puuttuessa jäkälat eivät pysty sadevedestä valikoimaan tarvitsemiaan ravinteita, vaan niihin kertyy myös aineenvaihdunnalle haitallisia aineita.

Epifyyttijäkälästä ovat ilmansaasteille herkimpiä eräät rihmamaiset ja pensasmaiset

lajit kuten naavat ja lupot. Kestävimpiä ovat puolestaan monet rupimaiset, tiiviisti kasvu-alustaansa kiinnittyneet lajit kuten puistokeh-räjäkälä ja viherkuprajäkälä. Ulkomuoto ei välttämättä paljasta lajin herkkyyttä ilman-saasteille, sillä saman suvun lajit saattavat ero-ta herkkyyden suhteen toisistaan ja saman lajinkin herkkyys saattaa vaihdella alueelta toi-selle.

Jäkälat ovat herkkiä kaikenlaisille ilman epäpuhtauksille, selvimmin rikkidioksidille, ty-pen oksideille ja fluorille^{52, 119}. Jo suhteellisen alhaiset rikkipitoisuudet voivat alentaa joiden-kin lajien lisääntymiskykyä. Rikkidioksidi vai-kuttaa varsinkin jäkälien leväsoluihin aiheutta-en häiriöitä viherhiukkasten ja mitokondrioi-den toimintaan. Myös solukalvoihin voi syntyä repeämiä, joista aiheutuu mm. kaliumvuotoa^{161, 221}. Toimintahäiriöt johtavat yhteyttämisen heikkenemiseen ja edelleen sieniosakkaan hii-lihydraattien saannin häiriintymiseen. Kun rikkidioksidipitoisuudet nousevat riittävän kor-keiksi jäkälien seko-varren väri muuttuu, jäkälat kuihtuvat vähitellen ja häviävät lopulta koko-naan kasvupaikalta.

Useimmat jäkälälajit ovat herkkiä myös ilman korkeille typpioksidipitoisuuksille. Il-man typpipitoisuuden noustessa herkätkä jäkälä-lajit vähitellen rapistuvat. On kuitenkin useita epifyyttijäkälälajeja, jotka voivat hyötyä vähäi-sestä ilman typpipitoisuuden noususta.

Raskasmetallien vaikutuksista jäkäliin tiedetään vähän. Raskasmetalleja kertyy pää-asiassa sienirihmaston soluseiniin²²³. Tästä syystä jäkälat kestävät suhteellisen korkeita raskasmetallipitoisuuksia, ennen kuin niissä ilmenee näkyviä vaurioita. Soluseinissä raskas-metallit korvaavat ilmeisesti muita alkuaineita aiheuttaen ennen pitkää vaurioita.

Ilmansaasteet vaikuttavat epifyyttijäkäliin myös välillisesti muuttamalla jäkälien kasvu-alustana toimivan kaarnan happamuutta. Jokai-sella epifyyttijäkälälajilla on oma optimialue-ensa kasvualustan happamuuden suhteen. Yleisimmistä metsäpuistamme kuusen ja män-nyn kaarnan pH-arvo on yleensä 3–4, koivun noin 4,5, raidan ja harmaalepän noin 5 ja haa-

van yli 5 (Kuusinen 1996a). Kasvialustan korkea pH ja puskurikyky voivat vähentää ilmaansaasteiden vaikutusta jäkäliin¹¹⁵.

Epifyyttijäkäläkartoitukset ympäristön tilan seurannassa

Epifyyttijäkälälajiston kartoituksia on yleisesti käytetty ympäristön tilan ja ilmanlaadun seurannassa. Pääasiassa on kartoitettu suuria taa-jamia ja teollisuuslaitosten ympäristöjä, joissa voidaan erottaa jäkälien esiintymisen perusteella erilaisia vauriovyöhykkeitä⁵². Jäkälä on kartoitettu jonkin verran myös ns. tausta-alueilta. Valtakunnallisia kartoituksia on tehty mm. Brittein saarilla¹⁹⁴, Hollannissa^{229, 23}, Ruotsissa²³⁴, Norjassa¹⁵ ja Suomessa¹⁰⁹. Laaja-alaisissa kartoituksissa ilmaansaasteiden vaikutusten erottaminen muista jäkälien esiintymiseen vaikuttavista tekijöistä on kuitenkin ongelmallista jo pelkästään sen vuoksi, että eri jäkälälajien luontainen levinneisyysalue asettaa rajoituksia.

Jäkäläkartoituksissa saadaan luotettavin tulos, kun näytepuilta arvioidaan kaikkien epifyyttijäkälän esiintyminen ja runsaus. Tämä on kuitenkin erittäin työläs ja aikaavievä menetelmä ja vaatii arvioitsijalta hyvää lajituntumusta. Työn nopeuttamiseksi arvioidaan usein vain tiettyjä indikaattorilajeja, joiden käyttö perustuu lajien erilaiseen ilmaansaasteherkyyteen. Yleisimpien jäkälälajien herkkyys tunnetaan maastotutkimusten ja kokeellisten tutkimusten perusteella. Koska jäkälälajien herkkydessä on alueellista vaihtelua, indikaattorijäkälän valinta perustuu alueellisiin määrittäksiin eri jäkälälajien herkkydestä^{109, 67, 78}. Esiintymisen ja runsauden lisäksi voidaan tarvittaessa arvioida myös jäkälien kunto ja koko.

Suomessa aloitettiin koko maan kattava epifyyttijäkälän seuranta vuonna 1985 VMI:n pysyvillä näytealoilla¹⁰⁹. Kartoitus toistettiin vuonna 1995 ja seurantaa on tarkoitus jatkaa edelleen määrääjain. Seurannan tavoitteena on selvittää epifyyttijäkälän esiintymisessä ja runsaudessa tapahtuvat muutokset, jotka kertovat puolestaan ilmanlaadun muutoksista. Pitkä-

aikaisissa seurannoissa on erittäin tärkeää se, että arviointi tehdään joka kerta täsmälleen samalla tavalla.

Havupuiden epifyyttijäkälälajisto

Suomessa havupuiden epifyyttijäkälälajisto on suhteellisen niukka. Täysikasvuisen männyn tai kuusen rungon tyviosalla kasvaa Etelä-Suomessa keskimäärin 13–15 jäkälälajia ja noin 5 sammallajia. Keski- ja Pohjois-Suomessa jäkälien lajimäärät ovat selvästi korkeampia. Vanhalta korpikuuselta voi Pohjois-Suomessa löytää lähes 30 lajia^{107, 108}. Suurin osa lajistosta on pienikokoisia ja hankalasti tunnistettavia rupijäkälä, mutta peittävyydeltään runsaimpia ovat muutamat kookkaat lehti- ja pensasjäkälät.

Sormipaisukarve on selvästi yleisin jäkälälaji havupuillamme (kuva 3.33). Keltatyvikarve, harmaatyvikarve ja harmaaröyhelö ovat muita hyvin yleisiä lehtijäkälä. Pensasjäkälästä yleisimpiä ovat lupot ja naavat^{109, 82, 107}.

VMI:n pysyvillä näytealoilla tehtyjen kartoitusten mukaan havumetsien epifyyttisten makrojäkälän lajistorakenne vaihtelee maan eri osissa. Etelä-Suomessa lajistorakenne on



Kuva 3.33 Sormipaisukarve on yleisin havupuillamme kasvava jäkälälaji. Kuva E. Oksanen.

hyvin yksipuolinen. Yleisiä lajeja, joiden frekvenssi kaikki havupuut mukaan lukien ylittää 50 %, on vain kaksi eli sormipaisukarve ja keltatyvikarve^{109, 82}. Maan eteläosissa yleisiä lajeja ovat myös harmaatyvikarve, harmaaröyhelö ja keltaröyhelö (kuva 3.34), joiden esiintymisfrekvenssit nousevat noin 40 %:iin. Etelä-Suomessa on vähemmän naavamaisia jäkäliä kuin Keski- ja Pohjois-Suomessa. Sen sijaan siellä tavataan havupuilla suhteellisen runsaasti viherkuprajäkälää (s. 134) ja harmaahankakarvetta, jotka lähes tyystin puuttuvat Pohjois-Suomesta.

Pohjois-Suomessa yleisiä makrojäkälälajeja (frekvenssi > 50 %) ovat keltatyvikarve, sormipaisukarve, tummaluppo ja harmaatyvikarve^{109, 82}. Pohjois-Suomelle on tyypillistä luppojen runsaus. Naavoja sen sijaan esiintyy runsaimmin Keski-Suomen alueella. Ilmeisesti naavojen niukkuus Fennoskandian pohjoisosissa johtuu ilmastokijöistä ja niukkuus eteläosissa korkeasta rikkilaskeumasta^{234, 109, 15}.

Ilmansaasteiden vaikutukset epifyyttijäkälän runsauteen

VMI:n pysyvillä näytealoilla tehtyjen jäkäläinventointien mukaan epifyyttijäkälät ovat selvästi runsastuneet viimeisten 10 vuoden kuluessa. Eniten ovat runsastuneet ilmansaasteita kestävät jäkälälajit ja vähiten ilmansaasteille herkät lajit. Muutokset eri jäkälälajien runsaudessa näyttävät sopivan yhteen ilmansaasteiden laskeumassa samana ajanjaksona tapahtuneiden muutosten kanssa. Rikkilaskeuma on Suomessa vähentynyt huomattavasti, kun taas typpilaskeuma on pysynyt suurin piirtein samalla tasolla.

Ilmansaasteita hyvin kestävät lajit, erityisesti viherkuprajäkäliä (ja viherlevä), ovat yleistyneet voimakkaimmin Etelä- ja Keski-Suomessa, jossa typpilaskeuma on korkein. Viherkuprajäkäliä hyötyy tiettyyn rajaan saakka ilman kohonneista typpipitoisuuksista, mikä ilmenee sen runsastumisena erilaisten typen

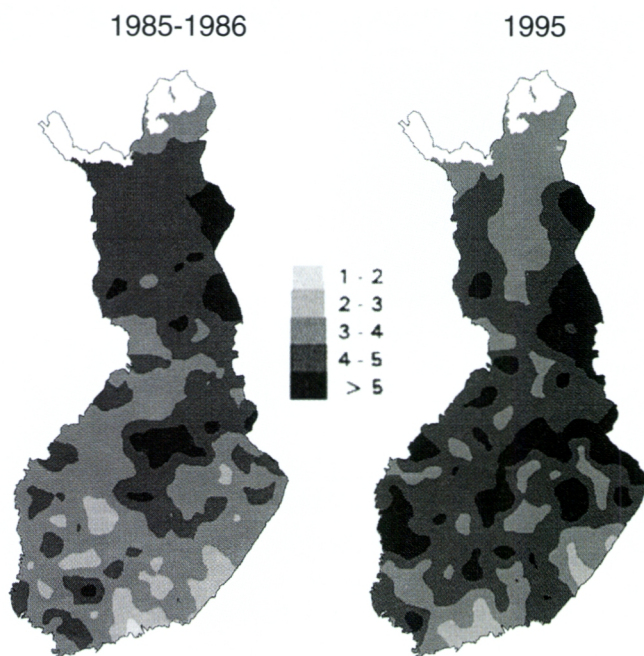


Kuva 3.34. Keltaröyhelö esiintyy yleisesti havupuilla Etelä-Suomessa. Kuva M. Kuusinen.

päästölähteiden, kuten lannoitetehtaiden ja turkistarhojen läheisyydessä³². Se alkoi yleistyä Etelä-Suomessa jo 1970-luvulla³ ja on runsastunut voimakkaasti myös Ruotsin eteläosissa⁴⁷. Viherkuprajäkäliä on erityisen yleinen kaupungeissa, mutta on yleistynyt viime vuosikymmeninä Suomen eteläosissa myös taajamien ulkopuolella, ennen kaikkea kuusikoissa. Kuusikot ovat jo luonnostaan viljavampia kasvupaikkoja kuin männiköt, mutta kuusikot myös keräävät tehokkaasti ilmansaasteita⁷¹. Viherkuprajäkälän nopeaan runsastumiseen voi olla muitakin syitä kuin typen ja muiden ravinteiden lisääntyminen metsäekosysteemeissä, mm. ilman lämpötilan ja kosteuden muutokset sekä metsien rakenteen muutokset. Viherkuprajäkäliä viihtyy hyvin tiheissä ja varjoisissa kuusikoissa, joissa useimmat muut epifyyttijäkälälajit eivät tule toimeen.

Myös suhteellisen hyvin ilmansaasteita kestävien epifyyttijäkälän, kuten sormipaisukarpeen ja keltatyvikarpeen, katsotaan hyötävän ravinteiden lisääntymisestä, samalla kun rikin määrä ilmassa on vähentynyt^{112, 158}. Jo Skyen¹⁹⁹ jäkäläkartoitukset Tukholmassa 1960-luvulla antoivat viitteitä siitä, että osa epifyyt-

Kuva 3.35. Epifyyttijäkälälajien lukumäärä havupuilla VMI:n näytealoilla vuosina 1985-1986 ja 1995 (lukumäärissä mukana vain indikaattorilajit).



tijäkälistä hyötyy lievestä saastepitoisuuksista. Kuitenkin tyyppipitoisuuden noustessa riittävän korkeaksi suhteellisen kestävässäkin jäkälässä ilmenee vaurioita²³. Ilmansaasteiden vuoksi lajien väliset runsaussuhteet muuttuvat. Esimerkiksi sormipaisukarpeen on arveltu vallanneen kasvupaikkoja, joilta herkimvät lajit ovat ilmansaasteiden vuoksi hävinneet. Varsinkin kuusen neulaskadon on katsottu lisänneen oksistossa sormipaisukarpeelle sopivia uusia kasvupaikkoja.

VMI:n pysyvillä näytealoilla havaitut muutokset jäkälälajien runsaudessa antavat viitteitä myös ilmanlaadun paranemisesta ja rikkilaskeuman vähenemisestä. Lajimäärä havupuilla nimittäin kasvoi lähes koko maassa, selvimmin alueella, joka ulottuu Etelä-Suomen pohjoisosista Oulun lääniin (kuva 3.35). Samoin rikkidioksidille herkimvät epifyyttijäkälälajit yleistyivät paikoitellen, lupot lähinnä keskisessä Suomessa ja naavat Pohjanmaan rannikkoalueella. Herkimvät jäkälälajit eivät kuitenkaan runsastuneet niin selvästi kuin ilmansaasteita kestävät lajit.

Paikoin epifyyttijäkälälajien määrä on pysynyt muuttumattomana tai lajimäärä on jopa vähentynyt viimeisten kymmenen vuoden kuluessa. Suurimpia tällaisia alueita ovat pääkaupungin seutu, Imatran seutu ja Keski-Lappi, jossa lajimäärä on paikoin vähentynyt. Etelä-Suomessa lajimäärää on monin paikoin nostanut nopeasti runsastunut viherkuprajäkälä, joka kestävyytensä vuoksi on ongelmallinen laji lajimäärien tarkasteluissa. Eteläisimmässä Suomessa ja kaakkoisrajan läheisyydessä laskeuma on ilmeisesti vielä niin suuri, että herkimpien epifyyttijäkälälajien elpyminen on hyvin hidasta. Keski-Lapissa lajimäärän väheneminen johtuu todennäköisesti porojen laiduntamisesta.

Epifyyttijäkälät ovat runsastuneet myös suurimmissa kaupungeissamme. Esimerkiksi Helsingissä kestävimvät epifyyttijäkälälajit ovat vähitellen palaamassa kaupungin keskustaan, ja kaupungin reunamilla suhteellisen herkit jäkälät ovat yleistyneet^{227, 64}.

Saastevaikutusten erottaminen muista jäkälien runsauteen vaikuttavista tekijöistä

Suurilmasto, ennen kaikkea ilman lämpötila, sademäärä ja kosteus, antaa yleiset edellytykset epifyyttijäkälien levinneisyydelle. Paikallisesti epifyyttijäkälien esiintymiseen vaikuttaa merkittävästi metsikön pienilmasto, joka muodostuu mm. puulajisuhteiden, puuston iän ja tiheyden sekä muiden metsikön rakenteeseen liittyvien tekijöiden perusteella. Jäkälien kannalta tärkeimmät pienilmastotekijät ovat kosteus ja valaistus. Jo kuusi- ja mäntymetsien välillä on selvä ero pienilmastossa. Männiköt kasvavat enimmäkseen kuivilla paikoilla ja ne ovat useimmiten suhteellisen harvoja. Kuusikoissa on yleensä enemmän kosteutta ja vähemmän valoa kuin männikoissä.

Yksittäisellä puulla epifyyttijäkälien runsauteen vaikuttavat mm. puun ikä ja muoto, oksiston runsaus, kaarnan rosoisuus ja hilseily sekä kaarnan kemialliset ominaisuudet. Vanhojen puiden rosoinen kaarna tarjoaa jäkälille sopivampia itämis- ja suojapaikkoja kuin nuorten puiden sileä ja hilseilevä kaarna^{72, 106}. Kaarnan rakenne ja kosteus puolestaan vaikuttavat yhdessä mm. valon määrän kanssa epifyyttijäkälälajiston vaihteluun puiden korkeussuunnassa⁸. Puiden tyvellä jäkälälajisto on erilainen kuin latvustossa.

Saastevaikutusten erottaminen muista jäkälien runsauteen vaikuttavista tekijöistä on Suomessa ongelmallista, koska ilmasto ja sen myötä kasvillisuus muuttuvat etelästä pohjoiseen, samalla kun rikki- ja typpilaskeumat vähenevät. Myös mantereisuuden lisääntymisellä länsi-itä suunnassa on oma vaikutuksensa jäkälälajien levinneisyydessä⁴⁸. Laajoilla alueilla yleisesti esiintyviä ja koko maan kattaviin kartoituksiin sopivia epifyyttijäkälälajeja on vähän.

Jäkälien runsaus eri-ikäisissä metsissä liittyy läheisesti valon ja kosteuden määrään.

Metsän ikääntyessä jäkälälajeja tulee yleensä lisää ja lajisto monipuolistuu⁸². Valtakunnallisessa kartoituksessa lajilukumäärä oli suurin Itä- ja Pohjois-Suomessa, missä vanhoja metsiä on eniten. Erityisen paljon epifyyttijäkälää on Pohjois-Suomen vanhoissa kuusimetsissä, joissa kosteus- ja valaistusolot ovat jäkälille suotuisat ja jotka kasvavat hyvin hitaasti. Kuusikot ovat Lapissa valoisia harvasta puustosta ja kuusten kapeasta latvuksesta johtuen. Vanhoissa metsissä viihtyvät varsinkin lupot ja naavat. Muutokset jäkälien runsaudessa ovat jäkälien hitaasta kasvusta johtuen yleensä pieniä, jos metsikön rakenteessa ei tapahdu muutoksia.

Puuston tiheyden ja puulajin merkitys näkyi jäkälien määrissä erityisesti Etelä-Suomen kuusikoissa, joissa jäkälää oli sitä vähemmän mitä tiheämpää puusto oli. Useimmat kartoituksessa mukana olleista jäkälistä kasvavat parhaiten kohtalaisen valoisissa metsissä. Vain viherkuprujäkälä menestyy hyvin myös niukassa valossa. Näytealojen puulajisuhteissa oli suurta vaihtelua. Männyn osuus puustosta oli suurin Länsi- ja Pohjois-Suomessa, kuusen osuus puolestaan Etelä-Suomessa ja Keski-Suomen sisäosissa.

Useimmat tässä tarkastelluista epifyyttijäkälistä kasvavat kaikilla pääpuulajeillamme. Selvästi mäntyä suosivia lajeja ovat kuitenkin seinänsuomujäkälä, tyvikarpeet ja niistä erityisesti harmaatyvikarve. Kuusta suosivat viherkuprujäkälä, useat naava- ja luppolajit, harmaaröyhelö ja ruskoröyhelö.

Pohjois-Suomessa poroilla on suuri vaikutus epifyyttijäkälälajistoon. Porot vähentävät varsinkin luppoken ja muidenkin makrojäkälien määrää puiden alaosissa ja epifyyttijäkälien lajisuhteet ovat saattaneet muuttua porojen laiduntamisalueilla.

EPIFYTYTTIJÄKÄLIEN RUNSAUS METSÄPUIDEN KARIKKEESSA VUOSINA 1967–1994

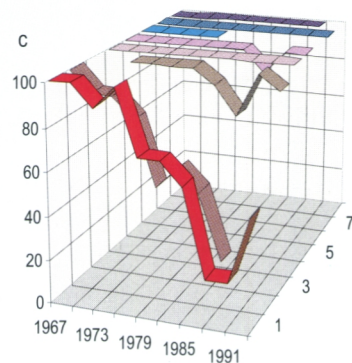
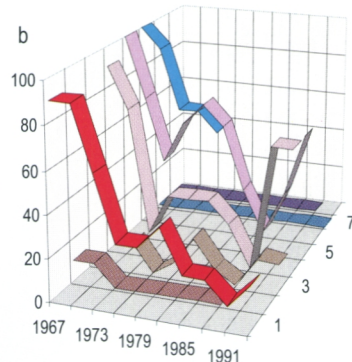
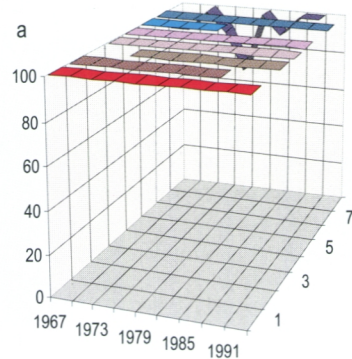
Jarmo Poikolainen ja Mikko Kuusinen

Puiden siemensatotutkimuksia varten 1950-luvulta lähtien kerätty karikeaineisto on osoittautunut arvokkaaksi myös epifyyttijäkälien seurannassa. Puista varisevaa kariketta on kerätty 50 × 50 m tai 100 × 100 m kokoisilta näytealoilta erityisillä suppiloidilla (7–15 suppiloa/näyteala). Kuivaamisen jälkeen karike on lajiteltu seuraaviksi ositteiksi: siemenet, kävyt, hedekukinnot, lehdet, neulasen, kaarna, oksat, hyönteiset ja muu karike. Epifyyttijäkälät on myöhemmin eroteltu kaarnan, oksien ja muun karikkeen joukosta.

Epifyyttijäkälien esiintymisessä tapahtuneita muutoksia selvitettiin kahdeksassa männikössä, jotka sijaitsivat Eckerössä, Heinolassa, Punkaharjulla, Kuorevedellä, Vilppulassa, Siilinjärvellä, Rovaniemellä ja Kittilässä. Tarkasteltavat jäkälälajit tai -suvut olivat: sormipaisukarve, harmaahankakarve, naavat ja lupot. Jäkälien esiintymisfrekvenssit arvioitiin vuosina 1967–1994 kolmen vuoden välein talvikauden (syyskuu–toukokuu) karikenäytteistä. Heinolassa (1967–1988) ja Siilinjärvellä (1967–1979) tutkimusjakso jäi lyhyemmäksi metsikön hakkuun vuoksi. Punkaharjulta aineistoa on vuodesta 1973 lähtien.

Ilmansaasteille herkat lupot ovat voimakkaasti vähentyneet Etelä-Suomen karikenäytteissä 1980-luvun lopulle asti, samoin kuin naavat Etelä- ja Keski-Suomen näytteissä (kuva 3.36). Myös naavat ovat vähentyneet kaikilla Etelä- ja Keski-Suomen näytealoilla 1980-luvun lopulle asti. Pohjois-Suomessa naavoja esiintyy ilmastotekijöistä johtuen vähän, mikä selittää niiden puuttumisen Rovaniemen ja Kittilän näytealoilta. Viime vuosina sekä lupot että naavat ovat vähitellen runsastuneet karikenäytteissä. Naavat ovat selvimmän runsastuneet Kuorevedellä ja Vilppulassa. Sormipaisukarpeen frekvenssit ovat pysyneet Kittilän näytealaa lukuunottamatta 100 %:ssa koko tutkimusjakson ajan. Harmaahankakarpeen esiintymisalue painottuu Etelä- ja Keski-Suomeen, ja laji on runsastunut 1990-luvulla läntisillä näytealoilla Vilppulassa ja Kuorevedellä. Karikesuppiloiden pienestä määrästä johtuen satunnaistekijöiden vaikutus esiintymisfrekvenssiin voi olla huomattava.

Kuva 3.36. a) Sormipaisukarpeen, b) naavojen ja c) loppujen esiintymisfrekvenssi näytealoilla vuosina 1967–1994. 1 = Eckerö, 2 = Heinola, 3 = Punkaharju, 4 = Kuorevesi, 5 = Vilppula, 6 = Siilinjärvi, 7 = Rovaniemen mlk ja 8 = Kittilä, Pallasjärvi.



JÄKÄLÄLAJIEN RUNSAUDEN JA ILMANPUHTAUSINDEKSIIN MUUTOKSET VUOSINA 1985–1995

Jarmo Poikolainen, Mikko Kuusinen ja Kari Mikkola

Epifyyttijäkälät ovat runsastuneet viime vuosina

Koko maan kattaneessa epifyyttijäkälien kartoituksessa VMI:n pysyviltä näytealoilta (3 000 kpl) arvioitiin vuosina 1985 ja 1995 kolmentoista indikaattorijäkälälajin tai -suvun runsaus noin 6 500 havupuulta. Jäkälien runsaus arvioitiin jokaisen näytealan kolmesta valtapuusta (läpimitta > 4,5 cm) 0,5–2,0 m:n korkeudelta sekä rungolta että oksilta. Jäkälien runsaudessa tapahtuneita muutoksia 10-vuotiskaudella 1985–1995 tarkasteltiin niiden puiden osalta, jotka inventoitiin kumpanakin vuotena.

Kartoitukseen valittiin 13 rikkidioksidille eri tavoin herkkää jäkälälajia tai -sukua, jotka kasvavat yleisinä havupuilla. Herkkiä lajeja kartoituksessa edustivat lupot (sis. korpiluppo) ja naavat, suhteellisen herkkiä lajeja tyvikarpeet (sis. harmaatvikar-

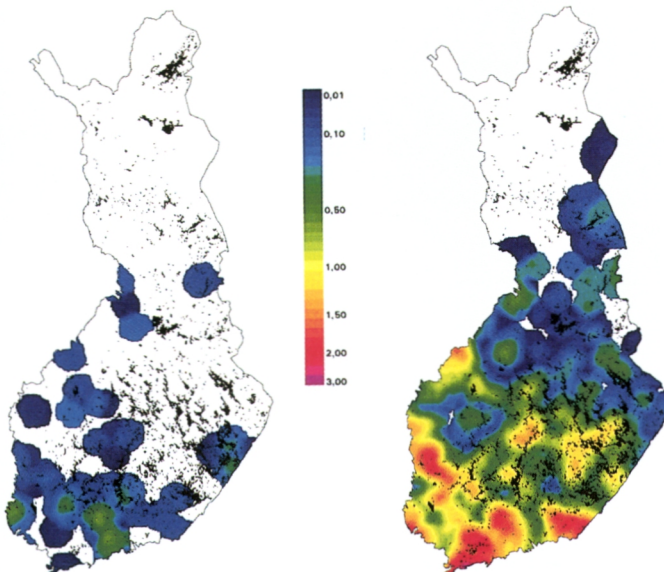
ve ja kalpeatyvikarve), harmaaröyhelö, harmaa-hankakarve, raidanisokarve ja valkohankajäkälä, kohtalaisen kestäviä lajeja sormipaisukarve, keltatyvikarve, ruskoröyhelö ja keltaröyhelö sekä kestäviä lajeja viherkuprajäkälä (+ viherlevä) ja seinänsuomujäkälä.

Kaikki 13 jäkälälajia tai -sukua runsastuivat tarkasteltavan 10-vuotiskauden aikana. Runsastumisessa oli kuitenkin alueellisia eroja. Useimmat jäkälät yleistyivät selvimmin Etelä-Suomen pohjoisosista Etelä-Lappiin ulottuvalla alueella. Runsastumisessa oli myös lajikohtaisia eroja. Eniten lisääntyivät rikkidioksidia hyvin kestävät lajit ja vähiten rikkidioksidille herkkä lajit.

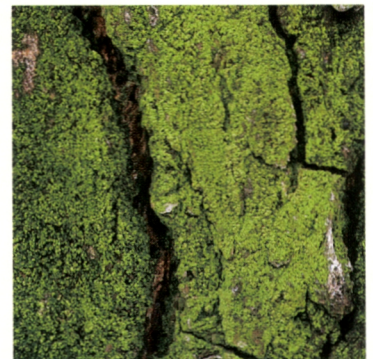
Kestävät epifyyttijäkälät. Jäkälälajeista selvimmän runsastui hyvin ilmansaasteita kestävä viherkuprajäkälä (ja viherlevä). Se on yleistynyt huomattavasti Etelä- ja Keski-Suomessa ja laajentanut esiintymisalueen pohjoiseen (kuva 3.37). Kun

1985–1986

1995



Kuva 3.37. Viherkuprajäkälän (ja viherlevä) runsaus VMI:n pysyvillä näytealoilla vuosina 1985–1986 ja 1995. Valokuva E. Oksanen.



sitä tavattiin 1980-luvun alussa pääasiassa vain Etelä-Suomessa, niin vuonna 1995 sen levinneisyys ulottui jo Etelä-Lappiin saakka. Etelä-Suomessa sen esiintymisfrekvenssi kuusella ylittää jo 60%. Myös viherkuprujäkälää harvinaisempi, lähinnä männyllä esiintyvä seinänsuomujäkälä (frekvenssi männyllä 1995 < 5%) runsastui paikoitellen Etelä- ja Keski-Suomessa.

Suhteellisen kestävät epifyyttijäkälät. Myös suhteellisen kestäviksi luokiteltavat lajit yleistyivät ruskoröyhelöä lukuunottamatta, mutta eivät läheskään siinä määrin kuin viherkuprujäkälä. Sormipaisukarve, keltatyvikarve ja keltaröyhelö runsastuivat lähes koko maassa (kuva 3.38), keltatyvikarpeen yleistyessä kuitenkin selvimmin Keski- ja Pohjois-Suomessa ja keltaröyhelön Keski-Suomessa ja Etelä-Lapissa. Ruskoröyhelön runsaudessa ei inventointijaksolla ilmennyt suuria muutoksia. Se runsastui lähinnä vain Koillismaalla ja paikka paikoin Järvi-Suomessa, mutta toisaalta väheni Kainuussa ja Keski-Lapissa.

Suhteellisen herkäät epifyyttijäkälälajit. Kaikki tähän ryhmään luokitellut lajit runsastuivat jonkin verran, mutta runsastuminen painottui eri lajeilla eri osiin maata. Tyvikarpeet, etenkin harmaatyyvikarve, lisääntyivät männyllä Keski- ja Pohjois-Suomessa ja harmaaröyhelö puolestaan kuusikoissa Lounais-

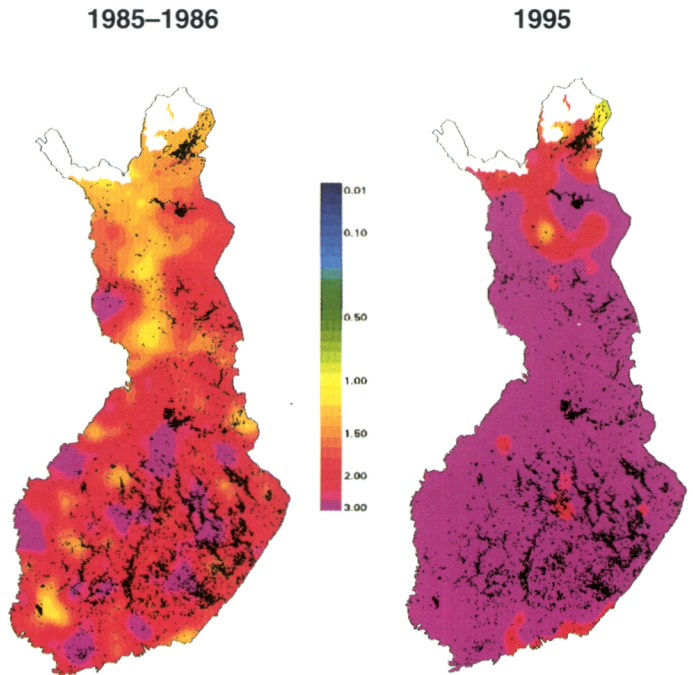
Suomesta Koillismaalle ulottuvalla vyöhykkeellä (kuva 3.39). Harmaahankakarvetta esiintyy Etelä- ja Keski-Suomessa, ja se runsastui selvimmin maan länsiosissa. Havupuilla harvinaisempien valkohankajakälän ja raidanisokarpeen runsaudessa ilmeni tarkastelujaksolla vain vähäisiä muutoksia. Raidanisokarve yleistyi jonkin verran Lapissa ja Pohjanmaalla.

Herkät epifyyttijäkälät. Rikkidioksidille herkäät lajit runsastuivat vähiten. Suurimassa osassa Suomea muutokset olivat pieniä. Naavat yleistyivät etupäässä Pohjanmaan rannikkoalueella ja Järvi-Suomen pohjoisosissa, lupot puolestaan paikoitellen Keski- ja Pohjois-Suomessa (kuva 3.40). Ilmansaasteille hyvin herkkä korpiluppo toisaalta runsastui lähinnä itärajan tuntumassa Lieksasta Koillismaalle, mutta toisaalta harvinaistui Lounais-Suomessa ja Inarin alueella.

Ilmanpuhtausindeksin muutokset

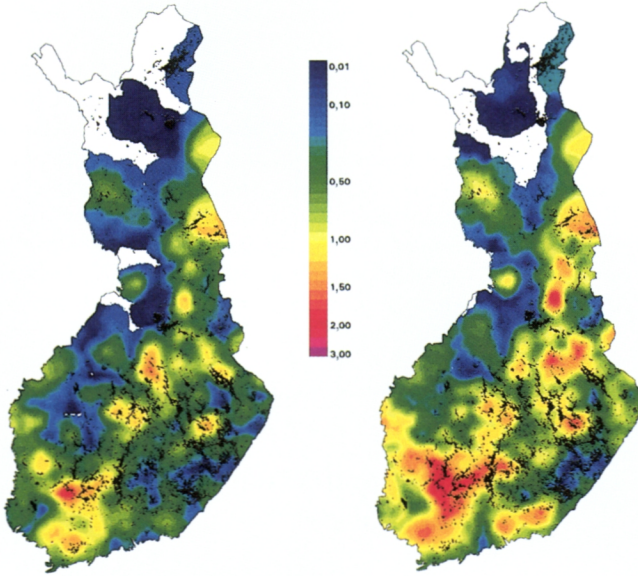
Jäkäläkartoitusten perusteella on kehitetty erilaisia ilman puhtautta kuvaavia indeksilukuja. Yleisimmin käytetty indeksi on LeBlanc'in ja DeSloover'in¹¹⁸ kehittämä IAP-indeksi (Index of atmospheric purity),

Kuva 3.38. Sormipaisukarpeen runsaus VML:n pysyvillä näytealoilla vuosina 1985–1986 ja 1995. Valokuva E. Oksanen.



1985–1986

1995

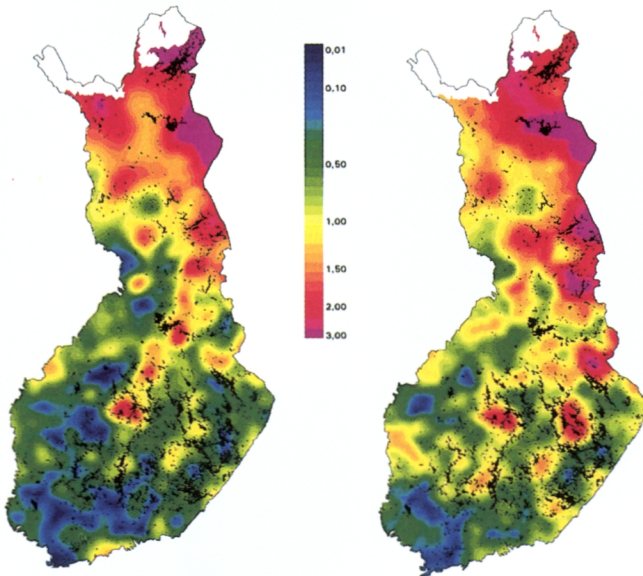


Kuva 3.39 Harmaaröyhelön runsaus VMI:n pysyvillä näytealoilla vuosina 1985–1986 ja 1995. Valokuva M. Lindgren.



1985–1986

1995



Kuva 3.40 Luppojen runsaus VMI:n pysyvillä näytealoilla 1985–1986 ja 1995. Valokuva E. Oksanen.



josta on lukuisia muunnelmia. VMI:n pysyviltä näytealoilta vuosina 1985 ja 1995 tehdyissä kartoituksissa indeksiarvot laskettiin jokaiselle näytepuulle seuraavan kaavan mukaan:

$$IAP = \sum_n^1 (Q \times f) \times 10^{-1} \quad (2)$$

missä n = epifyyttijäkälälajien lukumäärä puulla, Q = lajikohtainen indeksiarvo eli muiden lajien keskimääräinen lukumäärä, jotka kasvavat kohdelajien kanssa,

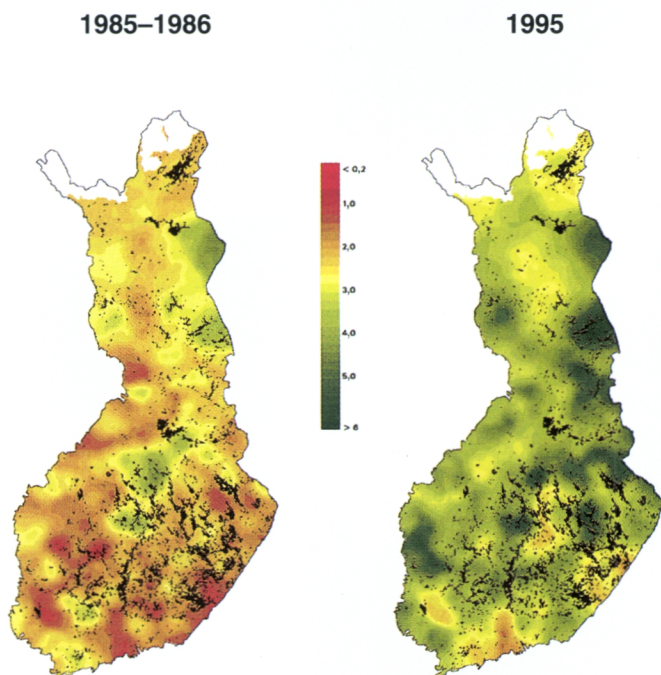
f = kohdelajien runsaus (0–3).

IAP-arvot nousivat 10 vuodessa selvästi koko maassa (kuva 3.41). Selvintä nousu oli alueella, joka ulottuu Etelä-Suomen pohjoisosista Lapin läänin eteläosiin. Korkeimmat IAP-arvot saatiin Pohjois-Suomen vanhoille kuusimetsille. Vuoden 1995 kartoituksessa keskimääräistä selvästi alemmat IAP-arvot olivat etelärannikolla ja siellä erityisesti pääkaupunkiseudulla, kaakkoisrajalla, paikka paikoin Keski-Suomessa, Keski-Lapin alueella ja Inarissa.

Vuosien 1985 ja 1995 kartoituksissa saatuja IAP-arvoja verrattiin mallitettuihin rikkilaskeumaan vuosilta 1986 ja 1993 koko maassa sekä vielä erikseen Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa. Rikkilaskeuman ja IAP-arvojen välille ei saatu koko maan osalta eikä minkään osa-alueen osalta merkitsevää korrelaatiota. Heikko korrelaatio ei kuitenkaan merkitse sitä, ettei ilmansaasteilla olisi vaikutusta jäkälien esiintymiseen. Syynä heikkoon korrelaatioon lienee pääasiassa se, että aineistossa on mukana puulajin, puiden iän, puuston tiheyden, kasvupaikan ym. suhteen hyvin erilaisia metsiä. Metsien rakennevaihteluista johtuen epifyyttijäkälien määrät saattavat vaihdella pienenkin alueen sisällä huomattavasti. Puuston iän vaikutus IAP-arvoihin ei ole kuitenkaan kovin merkittävä, sillä IAP-kartat eivät olennaisesti muuttuneet, kun arvot laskettiin vain alle satavuotisille puille.

Etelä-Suomen vähäinen lajimäärä ja IAP-arvojen alhaisuus saattaa johtua osittain metsiköiden rakenteesta, sillä Etelä-Suomen tiheissä kuusikoissa lajimäärä ja jäkälien runsaus on alhainen. Suurimmassa osassa Lappia puolestaan odotettua alhaisempiin IAP-arvoihin on todennäköisesti syytä porojen laidunnus.

Kuva 3.41. VMI:n pysyviltä näytealoilta tehtyjen jäkäläkartoitusten perusteella lasketut IAP-arvot vuosille 1985–1986 ja 1995. IAP-arvot on laskettu 13 indikaattorijäkälälajin perusteella.



Päätelmiä

Ympäristömuutokset ilmenevät metsäluonnossa kaikilla biologisilla hierarkiatasoilla ja erilaisilla aikajäniteillä. Riippuen siitä, tutkitaanko vaikutuksia solujen, neulasten, puiden vai metsiköiden tasolla, aikajäniteet, lähestymistavat ja menetelmät vaihtelevat⁵. Ilman epäpuhtauksien vaikutusmekanismeja on tutkittu paljon kontrolloiduissa oloissa, mutta on epävarmaa, missä määrin saatuja tuloksia voidaan yleistää luonnonoloihin. Laajojen metsäalueiden seuranta tutkimuksissa ei ole ollut mahdollista käyttää sellaisia tunnuksia, jotka kuvaisivat riittävän spesifisesti puiden kuntoa. Harsuuntuneisuuden ja värivikojen perusteella saatu käsitys metsien kunnosta on kuitenkin tarkentunut, kun on voitu käyttää tietoa puiden ja maaperän ravinnetilasta, laskeumasta ja muiden metsäkasvien esiintymisestä.

Euroopan metsiä koskevissa tutkimuksissa on harvoin havaittu tilastollisesti merkitsevää yhteisvaihtelua puiden latvusten kunnan ja ilman epäpuhtauksien välillä^{76, 33}. Vaikka useissa maissa ilman epäpuhtauksien arvellaan alentavan puiden elinvoimaisuutta³⁶, tutkimuksissa korostetaan kuitenkin muiden stressitekijöiden kuten kuivuuden, tuholaisten ja ravinnehäiriöiden merkitystä^{232, 138}. Ilman epäpuhtauksien vaikutusten arviointia on vaikeuttanut myös se, että harvoissa maissa on ollut käytettävissä näytealakohtaista tietoa laskeumasta, ja malleihin perustuvat laskeumatiedot ovat usein epätarkkoja. Koska eri epäpuhtauksilla keskenään ja yhdessä ympäristötekijöiden kanssa on yhdysvaikutuksia ja takaisinkytkentöjä, havaitut riippuvuussuhteet ovat olleet heikosti yleistettävissä.

Tässä tarkastellun metsien harsuuntumisaineiston puutteena oli, ettei ollut tietoa otsonin ja muiden kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuuksista. Otoksen pienuus rajoitti aineiston luotettavaa tarkastelua erilaisina ositteina. Aineiston pienuuden vuoksi ei myöskään ollut mahdollista vakioida kaikkia luontaista harsuuntumista aiheuttavia tekijöitä (metsikön ikä, maantieteellinen sijainti ja kasvupaikka-

tyyppi), mikä olisi oleellista ilman epäpuhtauksien vaikutuksen erottamiseksi.

Tutkimusjakson aikana Suomen metsien harsuuntuneisuus oli lievempää kuin useimmissa muissa Euroopan maissa, mutta harsuuntuneisuus kuitenkin lisääntyi hieman enemmän kuin pelkästään puiden ikääntyminen edellyttäisi. Sienitautien ja harsuuntuneisuuden välillä havaittiin ajallista samankaltaisuutta. Esimerkiksi männynversosurma lisäsi selvästi mäntyjen harsuuntuneisuutta.

Laskeuma ei korreloinut havupuiden harsuuntuneisuuden kanssa koko maata koskevassa aineistossa. Tarkasteltaessa metsikön iällä vakioitua tai pelkästään Etelä-Suomea koskevaa aineistoa ilmeni vähäisiä merkkejä rikkitaipitteliläskumien ja harsuuntuneisuuden yhteisvaihtelusta. Harsuuntuneissa metsiköissä neulasten typpipitoisuudet olivat alhaisia, eikä maaperän happamuudella ollut yhteyttä harsuuntumiseen. Kuusen latvusten värivikaisuus oli voimakkainta Etelä-Suomessa niillä alueilla, joilla nitraattityppilaskeuma on suurin, mutta yhteyttä neulasten ravinnepitoisuuksiin ei ilmennyt.

Neulasten ravinneanalyysin mukaan havupuilla todettiin typen ja fosforin puutetta, mikä johtuu näiden ravinteiden luontaisesta niukkuudesta maaperässämme. Ilman epäpuhtauksilla ei tämän tutkimuksen mukaan ole vaikutusta puiden ravinnetilaan valtakunnallisella tasolla. Kuusen neulasten rikkipitoisuudet ovat laskeneet tutkimusjakson aikana, mikä heijastanee rikkilaskeuman samanaikaista alenemista. Männyllä tämä muutos ei ollut yhtä selvä.

Vaikka harsuuntuneet metsät eivät sijaitse suurimman laskeuman alueilla, ei kaukokulkeutuman vaikutuksia puiden kuntoon voida sulkea pois. Tausta-alueiden puilla on todettu ilman epäpuhtauksien aiheuttamia solutason vaurioita, jotka saattavat näkyä myöhemmin latvuksen vaurio-oireina. Myös epifyyttijäkälissä ja aluskasvillisuudessa havaitut muutoksen viittaavat siihen, että ilman epäpuhtaudet ovat vaikuttaneet metsäekosysteemin herkimpiin lajeihin.

KIRJALLISUUS

- ¹ Aalto-Kallonen, T. & Kurkela, T. 1985. Gremmeniella disease and site factors affecting the condition and growth of Scots pine. Commun. Inst. For. Fenn. 126. 28 s.
- ² Aamlid, D. 1997. Gulfarget bar - en indikator på næringsmangel? - resultateter fra et delprosjekt I "Skogens helsetilstand" Aktuelt fra skogforsk 1:12-17.
- ³ Ahti, T. & Vitikainen, O. 1974. *Bacidia chlorococca*, a common toxitolerant lichen in Finland. Memoranda Soc. Fauna & Flora Fenn. 49:94-100.
- ⁴ Andersson, B. 1988. Defoliation of coniferous trees. Assessments 1984-87. Nat. Swed. Environ. Protec. Board, Report 3533.
- ⁵ Ashmore, M.R. 1988. Methodologies for diagnosis. Julkaisussa: Cape, J.N. & Mathy, P. (toim.). Scientific basis of forest decline symptomology. Commission of the European Communities and Institute of Terrestrial Ecology. Bush Estate Research Station in Edinburgh, Scotland 21-24 March 1988. s. 203-216.
- ⁶ Ashton, F.M. & Grafts, A.S. 1973. Mode of action of herbicides. John Wiley & Sons, New York. 504 s.
- ⁷ Atkinson, R., Baulch, D.L., Cox, R. A., Hampson Jr., R.F., Kerr, J.A. & Troe, J. 1992. Evaluated kinetic and photo chemical data for atmospheric chemistry. J. Physic. Chem. Refer. Data 21:1125-1138.
- ⁸ Barkman, J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen. 628 s.
- ⁹ Barnes, J.D., Pfirrmann, T., Steiner, K., Lutz C., Busch, U., Kuchenhoff, H. & Payer, H.D. 1995. Effects of elevated CO₂, elevated O₃ and potassium deficiency on Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst): seasonal changes in photosynthesis and non-structural carbohydrate content. Plant Cell Environ. 18:1345-1357.
- ¹⁰ Berninger, F. 1996. Acclimation and adaption as determinants of growth in Scots pine. Helsingin yliopisto. Metsäekologian laitos. Julkaisuja 14. 54 s.
- ¹¹ Binkley, D. & Högberg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forest. For. Ecol. Manage. 92(1-3):119-152.
- ¹² Blumthaler, M & Ambach, W 1990. Indication of increasing solar ultraviolet-B radiation flux in alpine regions. Science 248:206-208.
- ¹³ Bonan, G.B. & Shugart, H.H. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. Ann. Rev. Ecol. Syst. 20:1-28.
- ¹⁴ Brown, V.C., Ashmore, M.R. & McNeill, S. 1993. Experimental investigations of the effects of air pollutants on aphids on coniferous trees. Forstw. Cbl. 112, 128-132.
- ¹⁵ Bruteig, I.E. 1993. Large-scale survey of the distribution and ecology of common epiphytic lichens on *Pinus sylvestris* in Norway. Ann. Bot. Fenn. 30:161-179.
- ¹⁶ Bryant, J.P., Chapin, III, F.S. & Klein, D.R. 1983. Carbon/nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. Oikos 40:357-368.
- ¹⁷ Busby, J.R., Bliss, L.C. & Hamilton, C.D. 1978. Microclimate control of growth rates and habitats of the boreal forest mosses, *Tomenthypnum nitens* and *Hylocomium splendens*. Ecol. Monogr. 48:95-110.
- ¹⁸ Bäck, J. 1994. Effects of acidic precepitation on Scots pine and Norway spruce needles and their low temperature tolerance. Acta Univ. Oul. Ser. A 254. 46 s.
- ¹⁹ Bäck, J. & Huttunen, S. 1992. Structural responses of conifer seedlings to acid rain treatment. New Phytol. 120:77-88.
- ²⁰ Chapin, F.S.III.1991. Effects of multiple environmental stresses on nutrient availability and use. Julkaisussa: Mooney, H.A., Winner, W.E. & Pell, E.J. (toim.). Response of plants to multiple stresses. Academic Press. San Diego. s. 67-88.
- ²¹ Chappelka, A.H. & Chevone, B.I. 1992. Tree responses to ozone: Julkaisussa: Lefohn, A.S. (toim.). Surface level ozone exposures and their effects on vegetation. Lewis Publishers, Chelsea. s. 271-323.
- ²² Davidson, R.L. 1969. Effect of root/leaf temperature differentials on root/shoot rations in some pasture grasses and clover. Annals Bot. 33:561-569.
- ²³ de Bakker, A.J. 1989. Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. Acta Bot. Neerlandica 38:337-342.
- ²⁴ Debug, R. & Schröder, P. 1989. Wirkungen von Halon 1211 (Bromchlordifluormethan) auf Kresge. VDI-Berichte 745, VDI-Verlag, Düsseldorf. s. 563-572.

- 25 Dighton, J. & Jansen, A.E. 1991. Atmospheric pollutants and ectomycorrhizae: More questions than answers. *Environ. Pollut.* 73:179-204.
- 26 Dirkse, G.M. & Martakis, G.F.P. 1992. Effects of fertilizer on bryophytes in Swedish experiments on forest fertilization. *Biol. Conservat.* 59, 155-161.
- 27 Dittrich, A.P.M., Pfanz, H. & Heber, U. 1992. Oxidation and reduction of SO₂ by chloroplasts and formation of sulfite addition compounds. *Plant Physiol.* 98:738-744.
- 28 Dmuchowski, W. & Bytnerowicz, A. 1995. Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. *Environ. Pollut.* 87:87-104.
- 29 Docherty, M., Salt, D.T. & Holopainen, J.K. 1997. The impacts of climate change and pollution on forest insect pests. *Julkaisussa: Watt, A.D., Stork, N.E. & Hunter, M.D. (toim.). Forests and Insects. Chapman & Hall, London. s. 229-247.*
- 30 Ericsson, T., Rytter, L. & Vapaavuori, E. 1996. Physiology of carbon allocation in trees. *Biomass and Bioenergy* 11 (2/3):115-127.
- 31 Evers, F.-H. 1972. Die jahrweisen Fluktuationen der Nährelementkonzentrationen in Fichtennadeln und ihre Bedeutung für die Interpretation nadelanalytischer Berufe. *Allg. Forst- u. Jagdztg.* 143:68-74.
- 32 Ferm, A., Hytönen, J., Lähdesmäki, P., Pietiläinen, P. & Pätälä, A. 1990. Effects of high nitrogen deposition on forests: Case studies close to fur animal farms. *Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim) Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 635-668.*
- 33 Ferretti, M., Bussotti, F., Cozzi, A. & Cenni, E. 1995. Forest decline and environmental pollution in Italy - a critical reassessment. *Agr. Med. Special volume. s. 248-265.*
- 34 Fink, S. 1988. Histological and cytological changes caused by air pollutants and other abiotic factors. *Julkaisussa: Schulte-Hostede, S., Darral, N.M., Blank, L.W. & Wellburn, A.R. (toim.). Air pollution and plant metabolism. Elsevier Appl. Sci. London and New York. s. 36-54.*
- 35 Fink, S. 1989. Pathological anatomy of conifer needles subjected to gaseous air pollutants or mineral deficiencies. *Aquilo Ser. Bot.* 27:1-6.
- 36 Forest condition in Europe. 1996. Results of the 1995 survey. UN-ECE-EC. 128 s.+ liitteet I-IV
- 37 Frank, H. 1991. Airborne chlorocarbons, phyto-oxidants and forest decline. *Ambio* 20:13-18.
- 38 Frank, H., Klein, A. & Renschen, D. 1996. Environmental Trifluoroacetate. *Nature* 382:34.
- 39 Frank, H., Scholl, H., Renschen, D., Rether, B., Laouedj, A. & Norokorpi, Y. 1994. Halo acetic acids, phytotoxic secondary air pollutants. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 1(1):4-14.
- 40 Frank, H., Scholl, H., Sutinen, S. & Norokorpi, Y. 1992. Trichloroacetic acid in conifer needles in Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 29:263-267.
- 41 Frank, H., Vincon, A., Reiss, J. & Scholl, H. 1990. Trichloroacetic acid in the foliage of forest trees. *J. High Res. Chrom.* 13:733-736.
- 42 Freer-Smith, P.H. & Read, D.B. 1995. The relationship between crown condition and soil solution chemistry in oak and Sitka spruce in England and Wales. *For. Ecol. Manage.* 79:185-196.
- 43 Führer, E. 1990. Forest decline in central Europe: additional aspects of its cause. *For. Ecol. Manage.* 37:249-257.
- 44 Gasch, G., Grünhage, L., Jäger, H.-J. & Wentzel, K.-F. 1988. Das Verhältnis der Schwefelfraktionen in Fichtennadeln als Indikator für Immissionsbelastungen durch Schwefeldioxyd. *Angew. Bot.* 62:73-84.
- 45 Gruber, F. 1988. Phänotypen der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst) I. Verzweigungsphänotypen: Genotyp und Modifikation. *Allg. Forst- u. Jagdztg* 160(8):157-165.
- 46 Gullvåg, B.M., Frank, H. & Norokorpi, Y. 1996. Secondary air pollutants - epistomatal wax erosion of Scots pine needles. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 3(3):159-162.
- 47 Göransson, A. 1990. Alger, lavar och barruppsättning hos unggranar längs en kvävegradient från Sverige till Holland - en pilotsstudie. *Naturvårdsverket, Rapport 3741. 37 s.*
- 48 Halonen, P., Hyvärinen, M. & Kauppi, M. 1991. The epiphytic lichen flora on conifers in relation to climate in the Finnish middle boreal subzone. *Lichenologist* 23:61-73.
- 49 Hari, P., Björklund, A., Rita, H. & Ylimartimo, A. 1991. Relation between till geochemistry and the occurrence of scleroderris canker in Finland. *Geol. Survey of Finland, Special Paper* 9:169-175.
- 50 Hari, P., Heikinheimo, P., Mäkelä, A., Kaipainen, L., Korpilahti, E. & Salmela, J. 1986. Trees as water transport system. *Silva Fenn.* 20(3):205-210.

- 51 Hari, P., Raunemaa, T. & Hautojärvi, A. 1986. The effects on forest growth of air pollution from energy production. *Atmosph. Environ.* 20(1):129-137.
- 52 Hawksworth, D.L. 1973. Mapping studies. Julkaisussa: Ferry, B.W., Baddeley, M.S. & Hawksworth, D.L. (toim.). *Air pollution and lichens*. s. 28-76.
- 53 Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227:145-148.
- 54 Helmisaari, H-S. 1990. Temporal variation in nutrient concentrations of *Pinus sylvestris* needles. *Scand. J. For. Res.* 5:177-193.
- 55 Helmisaari, H-S. 1992. Nutrient retranslocation in three *Pinus sylvestris* stands. *For. Ecol. Manage.* 51:347-367.
- 56 Helmisaari, H-S., Derome, J., Fritze, H., Nieminen, T., Palmgren, K., Salemaa, M. & Vanha-Majamaa, I. 1995. Copper in Scots pine forests around a heavy-metal smelter in southwestern Finland. *Water, Air, Soil Pollut.* 85:1727-1732
- 57 Herms, D.A. & Mattson, W.J. 1992. The dilemma of plants: to grow or defend? *Q. Rev. Biol.* 67:283-335.
- 58 Holopainen, T. & Heinonen-Tanski, H. 1993. Effects of different nitrogen sources on the growth of Scots pine seedlings and the ultrastructure and development of their mycorrhizas. *Can. J. For. Res.* 23:362-372.
- 59 Holopainen, T. & Nygren, P. 1989. Effects of potassium deficiency and simulated acid rain alone and in combination on the ultrastructure of Scots pine needles. *Can. J. For. Res.* 19:1402-1411.
- 60 Holopainen, T., Anttonen, S., Palomäki, V., Kainulainen, P. & Holopainen J.K. 1996. Needle ultrastructure and starch concentration in Scots pine and Norway spruce after ozone fumigation. *Can. J. Bot.* 74:67-76.
- 61 Holopainen, T., Anttonen, S., Wulff, A., Palomäki, V. & Kärenlampi, L. 1992. Comparative evaluation of the effects of gaseous pollutants, acidic deposition and mineral deficiencies: structural changes in the cells of forest plants. *Agric. Ecosyst. Environ.* 42:365-398.
- 62 Honkanen, T. & Haukioja, E. 1995. Why does a branch suffer more after branch-wide than after tree-wide defoliation? *Oikos* 71: 441-450.
- 63 Honkanen, T., Haukioja, E. & Suomela, J. 1994. Effects of simulated defoliation and debudding on needle and shoot growth in Scots pine (*Pinus sylvestris*): implications of plant source/sink relationships for plant-herbivore studies. *Funct. Ecol.* 8:631-639.
- 64 Hosiaislouma, V. 1994. Pääkaupunkiseudun puistopuiden jäkälistö ilmanlaadun kuvaajana. Pääkaupunkiseudun julk.sarja C 1994:2. YTV. Helsinki. 52 s.
- 65 Huettl, R.F. 1989. Liming and fertilization as mitigation tools in declining forest ecosystem. *Water, Air, Soil Pollut.* 44:93-118.
- 66 Huettl, R.F. 1993. Mg deficiency - A "New" phenomenon in declining forests - symptoms and effects, causes, recuperation. Julkaisussa: Huettl, R.F. & Mueller-Dombois, D. (toim.). *Forest decline in the Atlantic and Pacific-regions*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 97-114.
- 67 Hultengren, S., Martinsson, P-O. & Stenström, J. 1991. Lavar och luftföroreningar. Känslighetsklassning och indexberekning av epifytiska lavar. Naturvårdsverket, Rapport 3967. 58 s.
- 68 Huttunen, S. 1975. The influence of air pollution on the forest vegetation around Oulu. *Acta Univ. Oul. Ser. A. Biol.* No. 33. 78 s.
- 69 Huttunen, S., Reinikainen, J. & Turunen, M. 1990. Wintering response of conifers to acid rain treatment under northern conditions. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg. s. 607-634.
- 70 Hynynen, J. 1995. Modelling tree growth for managed stands. *Metsäntutkimusl. tied.* 576. 59 + 76 s.
- 71 Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils - effect of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). *Acidification in Finland*. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg. s. 199-213.
- 72 Hyvärinen, M., Halonen, P. & Kauppi, M. 1992. Influence of stand age and structure on the epiphytic lichen vegetation in the middle-boreal forests of Finland. *Lichenologist* 24:165-180.
- 73 Hällgren, J.E., Linder, S., Richter, A., Troeng, E. & Granat, L. 1982. Uptake of SO₂ in shoots of Scots pine: field measurements of net flux of sulphur in relation to stomatal conductance. *Plant Cell Environ.* 5:75-83.
- 74 Ilmatieteen laitos 1996. Ilmanlaatumittauksia 1994. Ilmatieteen laitos. Helsinki. 237 s.

- 75 Innes, J. 1991. The application of cause-effect criteria to the relationship between air pollution and forest decline in Europe. Julkaisussa: Longhurst, J.W.S. (toim.). Acid deposition. Origins, impacts and abatement strategies. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. 63-73.
- 76 Innes, J. 1993. Air pollution and forests - an overview. Julkaisussa: Schlaepfer, R. (toim.). Long-term implications of climate change and air pollution on forest ecosystems. IUFRO World Series 4:77-96.
- 77 Innes, J. & Boswell, R. 1989. Monitoring of forest condition in the United Kingdom-1988. Forestry Commission. Bull. 88. HMSO, London.
- 78 Insarova, I.D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P-O. & Semenov, S.M. 1992. Lichen sensitivity and air pollution. Swed. Environ. Protec. Agency. Report 4007. 72 s.
- 79 Jalkanen, R., Aalto, T. & Kurkela, T. 1995. Development of needle retention in Scots pine (*Pinus sylvestris*) in 1957-1991 in northern and southern Finland. *Trees: Structure and Function* 10:125-133.
- 80 Johansson, M., Kämäri, J., Pipatti, R., Savolainen, I., Tuovinen, J-P. & Tähtinen, M. 1990. Development of an integrated model for the assessment of acidification in Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 1171-1194.
- 81 Jukka, L. 1988 (toim). Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta. Samerka Oy. Helsinki. 168 s.
- 82 Jukola-Sulonen, E-L. & Kleemola, J. 1994. Havupuiden epifyyttijäkälät ympäristöindikaattoreina. Julkaisussa: Mälkönen, E. & Sivula, H. (toim.). Suomen metsien kunto. Metsäntutkimusl. tied. 527:54-71.
- 83 Jukola-Sulonen, E-L., Mikkola, K. & Salemaa, M. 1990. The vitality of conifers in Finland, 1986-88. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 523-560.
- 84 Jukola-Sulonen, E-L., Mikkola, K., Nevalainen, S. & Yli-Kojola, H. 1987. Havupuiden elinvoimaisuus Suomessa vuosina 1985-1986. Metsäntutkimusl. tied. 256. 92 s. + 10 liites.
- 85 Jussila, I. & Jormalainen, V. 1991. Raskasmetallien ja eräiden muiden ilman epäpuhtauksien leviäminen ympäristöön Porin-Harjavallan alueella vuonna 1990. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. SYKESARJA B4:1-58.
- 86 Juuti, S. & Norokorpi, Y. 1996. Trichloroacetic acid concentrations in plant materials in rural and industrial areas in Finland. Proceedings of the workshop Chloroacetic acids in the atmospheric environment - Anthropogenic or natural? Garmisch-Parthenkirchen, Germany 29-30 March, 1996.
- 87 Juuti, S., Norokorpi, Y. & Ruuskanen, J. 1995. Trichloroacetic acid (TCA) in pine needles caused by atmospheric emissions of kraft pulp mills. *Chemosphere* 30:439-448.
- 88 Juuti, S., Norokorpi, Y., Helle, T. & Ruuskanen, J. 1996. Trichloroacetic acid in conifer needles and aboreal lichens in forest environments. *Sci. Tot. Environ.* 180:117-124.
- 89 Järvinen, O. & Vänni, T. 1997. Laskeuma. Ympäristö 3:24.
- 90 Kandler, O. 1989. Epidemiological evaluation of the course of "Waldsterben" from 1983 to 1987. *Air Pollut. For. Decl.* s. 297-302.
- 91 Kandler, O. & Innes, J. 1995. Air pollution and forest decline in Central Europe. *Environ. Pollut.* 90(2):171-180.
- 92 Kauppi, P., Anttila, P., Karjalainen-Balk, L., Kenttämies, K., Kämäri, J. & Savolainen, I. 1990. Happamoituminen Suomessa; HAPRON loppuraportti. Ympäristöministeriön ympäristönsuojelunosaston sarja A/89/1990. 89 s.
- 93 Kaurin, Å., Junntila, O. & Nilsen, J. (toim.) 1985. Plant Production in the North. Norweg. Univ. Press, Tøyen. 356 s.
- 94 Kellomäki, S. & Oker-Blom, P. 1983. Canopy structure and light climate in a young Scots pine stand. *Silva Fenn.* 17:1-21.
- 95 Kellomäki, S., Väisänen, H. & Strandman, H. 1996. Response of the boreal forest ecosystem to climatic change and its silvicultural implications: modelling. Julkaisussa: Roos, J. (toim.) The Finnish research programme of climate change. Final Report. s.252-253. Publications of the Academy, Edita, Finland.
- 96 Kickert, R.N. & Krupa, S.V. 1990. Forest responses to tropospheric ozone and global climate change: an analysis. *Environ. Pollut.* 68:25-65.
- 97 Koch, R. 1876. Untersuchung über bacterien. V. Die aetiologie der Milzbrand-Krankheit, begründet auf die Entwicklungsgechiachte des *Bacillus Antracis*. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 2:277-310.
- 98 Kouki, J. & Hokkanen, T. 1992. Long-term needle litterfall of a Scots pine (*Pinus sylvestris*) stand: Relation to temperature factors. *Oecologia* 89:176-181.

- ⁹⁹ Krause, G., Arndt, U., Brandt, C., Bucher, J., Kenk, G. & Matzner, E. 1986. Forest decline in Europe: development and possible causes. *Water, Air, Soil Pollut.* 31:647-668.
- ¹⁰⁰ Krupa, S.V. & Manning, W.J. 1988. Atmospheric ozone: formation and effects on vegetation. *Environ. Pollut.* 50:101-137.
- ¹⁰¹ Kujala, V. 1964. Metsä- ja suokasvilajien levinneisyys ja yleisyyssuhteista Suomessa vuosina 1950-1953 suoritetun valtakunnan metsien III linja-arvioinnin tuloksia. *Commun. Inst. For. Fenn.* 59(1). 137 s.
- ¹⁰² Kukkola, M. & Saramäki, J. 1983. Growth response in repeatedly fertilized pine and spruce stands on mineral soil. *Seloste: Toistuvalla lannoituksella saatava kasvunlisäys kivennäismaiden männiköissä ja kuusikoissa. Commun. Inst. For. Fenn.* 114. 55 s.
- ¹⁰³ Kull, O., Sober, A., Coleman, M.D., Dickson, R.E., Isebrands, J.G., Gagnon, Z. & Karnosky, D.F. 1996. Photosynthetic responses of aspen clones to simultaneous exposures of ozone and CO₂. *Can. J. For. Res.* 26:639-648.
- ¹⁰⁴ Kurkela, T. & Jalkanen, R. 1990. Revealing past needle retention in *Pinus* spp. *Scand. J. For. Res.* 5:481-485.
- ¹⁰⁵ Kuuluvainen, T. 1991. Effect of crown and canopy architecture on radiation interception and productivity in coniferous trees. *Joensuun yliopiston luonnontiet.* julk. 20. 25 s.
- ¹⁰⁶ Kuusinen, M. 1994. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 31(4):245-260.
- ¹⁰⁷ Kuusinen, M. 1996. Epiphyte flora and diversity on six common old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *Lichenologist* 28:443-463.
- ¹⁰⁸ Kuusinen, M. 1996. Importance of spruce swamp-forests for epiphyte diversity and flora on *Picea abies* in southern and middle boreal Finland. *Ecography* 19:41-51.
- ¹⁰⁹ Kuusinen, M., Mikkola, K. & Jukola-Sulonen, E.-L. 1990. Epiphytic lichens on conifers in the 1960's to 1980's in Finland. *Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg.* s. 397-420.
- ¹¹⁰ Kärenlampi, L. & Houpi, J.L.J. 1986. Structural conditions of mesophyll cells of *Pinus ponderosa* var. *scopulorum* after SO₂ fumigation. *Can. J. For. Res.* 16:1381-1385.
- ¹¹¹ Kärenlampi, L. & Skärby, L. 1996. Critical levels for ozone in Europe: Testing and finalizing the concepts. UN-ECE workshop report. Univ. of Kuopio, Dept. Ecol. Environ. Sci. Kuopio. 363 s.
- ¹¹² Kärenlampi, L., Oksanen, J. & Anttonen, T. 1989. Growth rate of epiphytic lichens as a bioindicator. *Julkaisussa: Bucher, J.B. & Bucher-Wallin, I. (toim.). Air Pollut. For. Decl.* s. 445-446.
- ¹¹³ Larsson, S. 1989. Stressful times for the plant stress-insect performance hypothesis. *Oikos* 56:277-283.
- ¹¹⁴ Last, F.T. 1983. Direct effects of air pollutants, singly and in mixtures, on plants and plants assemblages. *Julkaisussa: Ott, H. & Stangl, H. (toim.). Acid deposition, a challenge for Europe. CEC. Brussels.* s. 105-126.
- ¹¹⁵ Laundon, J.R. 1967. A study of the lichen flora of London. *Lichenologist* 3:277-327.
- ¹¹⁶ Laurila, T. 1990. Wet deposition trends of major inorganic ions in Finland based on daily bulk deposition samples. *Water, Air, Soil Pollut.* 52:295-324.
- ¹¹⁷ Laurila, T. & Lättilä, H. 1994. Surface ozone exposures measured in Finland. *Atmosph. Environ.* 28A:103-114.
- ¹¹⁸ LeBlanc, F. & DeSloover, J. 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48:1485-1496.
- ¹¹⁹ LeBlanc, F., Comeau, G. & Rao, D.N. 1971. Fluoride injury symptoms in epiphytic lichens and mosses. *Can. J. Bot.* 49:1691-1698.
- ¹²⁰ Levitt, J. 1980. Responses of plants to environmental stresses. Academic Press, London. 497 s.
- ¹²¹ Linder, S. 1995. Foliar analysis for detecting and correcting nutrient imbalances in Norway spruce. *Ecol. Bull.* 44:178-190.
- ¹²² Lindgren, M. & Salemaa, M. 1994. Metsiämme elinvoima 1986-1993. *Metsäntutkimusl. tied.* 527:11-24.
- ¹²³ Lindgren, M. & Salemaa, M. 1997. Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. *Maastotyön ohjeet 1997. Metsäntutkimuslaitos, metsien terveydentilan tutkimusohjelma.* 43 s.
- ¹²⁴ Longton, R.E. 1985. Reproductive biology and susceptibility to air pollution in *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. (Musi) with particular reference to Manitoba, Canada. *Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard.* 11:51-69.

- ¹²⁵ Lorio, P.L., Jr. & Sommers, R.A. 1986. Evidence of competition for photosynthates between growth processes and oleoresin synthesis in *Pinus taeda* L. *Tree Physiol.* 2:301-306
- ¹²⁶ Lumme, I., Arkhipov, V., Fedorets, N. & Mätkönen, E. (toim.) 1997. Männiköiden kunto Karjalan kannaksen - Kaakkois-Suomen ja Kostamuksen - Kainuun alueilla. Suomalais-venäläisen tutkimushankkeen loppuraportti. Metsäntutkimusl. tied. 665. 75 s.
- ¹²⁷ Lyytikäinen, P., Kainulainen, P., Nerg, A., Neuvonen, S., Virtanen, T. & Holopainen, J.K. 1996. Performance of pine sawflies under elevated tropospheric ozone. *Silva Fenn.* 30:179-184.
- ¹²⁸ Lähde, E. & Nieppola, J. 1987. Vegetation changes of old stands of *Pinus sylvestris* (L.) in southern Finland. *Scand. J. For. Res.* 2:369-377.
- ¹²⁹ Manninen, S. 1995. Assessing the critical level of SO₂ for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in northern Europe on the basis of needle sulphur fractions, sulphur/nitrogen ratios and needle damage. *Acta Univ. Oul. Scientiae Rerum Naturalium* 273. 47 s.
- ¹³⁰ Manninen, S. & Huttunen, S. 1995. Scots pine needles as bioindicators of sulphur deposition. *Can. J. For. Res.* 25:1559-1569.
- ¹³¹ Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. 1994. 3rd edition. UN-ECE. Programme Coordination Centres Hamburg and Prague. 177 s.
- ¹³² Marschner, H. 1988. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press. London. 889 s.
- ¹³³ Mather, R. 1994. Forest condition in Great Britain 1989 to 1992. Final Report. Forestry Commission and European Community. 53 s.
- ¹³⁴ Merilä, P., Raitio, H. & Walheim, M. 1996. Kuusikoiden ravinnetila. Granskogarnas närings-tillstånd. Julkaisussa: Raitio, H. (toim./red.). Kuusikoiden kunto merenkurkun alueella. Granskogarnas hälsotillstånd i Kvarkenregionen. Merenkurkun neuvosto/Kvarkenrådet. Gummers Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 97-107.
- ¹³⁵ Metsien tila Euroopassa 1996. Vuoden 1995 tutkimuksen tulokset. UN-ECE-EC. 56 s.
- ¹³⁶ Mikola, P. 1950. Puiden kasvun vaihteluista ja niiden merkityksestä kasvututkimuksissa. *Commun. Inst. For. Fenn.* 38(5). 125 s.
- ¹³⁷ Mortensen, L.M. & Skre, O. 1990. Effects of ozone concentrations on growth of *Betula pubescens* Ehrh., *Betula verrucosa* Ehrh. and *Alnus incana* (L.) Moench. *New Phytol.* 115:165-170.
- ¹³⁸ Müller-Edzards, C., de Vries, W. & Erisman, J.W. (toim.) 1997. Ten Years Forest Condition Monitoring in Europe. Studies on temporal development, spatial distribution and impacts of natural and anthropogenic stress factors. UN-ECE-EC. 386 s.
- ¹³⁹ Mäkelä, A. 1986. Implications of the pipe model theory on dry matter partitioning and height growth in trees. *J. Theoret. Biol.* 123:103-130.
- ¹⁴⁰ Mäkelä, A. 1990. Modelind structural-functional relationships in whole-tree growth: resource allocation. Julkaisussa: Dixon, R., Meldahl, R., Ruark, G. & Warren, W. (toim.). Process modeling of forest growth responses to environmental stress. Timber Press, Portland. s. 81-95.
- ¹⁴¹ Mäkipää, R. 1994. Effects of nitrogen fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. *Silva Fenn.* 28:81-94.
- ¹⁴² Mäkipää, R. 1995. Sensitivity of forest floor mosses in boreal forests to nitrogen and sulphur deposition. *Water, Air, Soil Pollut.* 85:1239-1244.
- ¹⁴³ Mätkönen, E. 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands. *Commun. Inst. For. Fenn.* 84(5). 87 s.
- ¹⁴⁴ Nelleman, C. 1996. Landsrepresentativt övervakning av skogens vitalitet i Norge 1989-1995. Norsk institut for jord- og skogkartlegging. NIJOS rapport 1:1-13.
- ¹⁴⁵ Nelleman, C. & Frogner, T. 1994. Spatial patterns of spruce defoliation: Relation to acid deposition, critical loads, and natural growth conditions in Norway. *Ambio* 23(4-5):255-259.
- ¹⁴⁶ Nieppola, J. 1992. Long-term vegetation changes in stands of *Pinus sylvestris* in southern Finland. *J. Veget. Sci.* 3:475-484.
- ¹⁴⁷ Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio* 14(1):2-8.
- ¹⁴⁸ Nihlgård, B. 1996. Skogsskadornas mångfaldiga bakgrund. *Skog & Forskning* 3:7-12.
- ¹⁴⁹ Nikinmaa, E. 1992. Analyses the growth of Scots pine; matching structure with function. *Seloste: Analyysi männyn kasvusta; rakenteen sopeutumista aineenvaihduntaan.* *Acta For. Fenn.* 235. 68 s.

- ¹⁵⁰ Nikinmaa, E., Kaipainen, L., Mäkinen, M., Ross, J. & Sasonova, T. 1996. Geographical variation in the regularities of woody structure and water transport. *Julkaisussa: Hari, P., Ross, J. & Mecke, M. (toim.). Production process of Scots pine; geographical variation and models. Acta For. Fenn. 254:49-78.*
- ¹⁵¹ Norokorpi, Y. & Frank, H. 1993. Effects of stand density on damage to birch (*Betula pubescens*) caused by phytotoxic air pollutants. *Ann. Bot. Fenn. 30:181-187.*
- ¹⁵² Norokorpi, Y. & Frank, H. 1995. Trichloroacetic acid as a phytotoxic air pollutant and the dose-response relationship for defoliation of Scots pine. *Sci. Tot. Environ. 160/161:459-463.*
- ¹⁵³ Nuorteva, H. & Kurkela, T. 1993. Effects of crown reduction on needle nutrient status of *Scleroderris*-cancer-diseased and green-pruned Scots pine. *Can. J. For. Res. 23:1169-1178.*
- ¹⁵⁴ Nöjd, P. 1990. Detecting forest growth responses to environmental changes - a review of Finnish studies. *Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg. s. 507-522.*
- ¹⁵⁵ Ojansuu, R. & Henttonen, H. 1983. Kuukauden keskilämpötilan, lämpösumman ja sademäärän paikallisten arvojen johtaminen Ilmatieteen laitoksen mittauksista. *Silva Fenn. 17(2):143-160.*
- ¹⁵⁶ Oker-Blom, P., Kellomäki, S., Valtonen, E. & Väisänen, H. 1988. Structural development of *Pinus sylvestris* stands with varying initial density: a simulation model. *Scand. J. For. Res. 3:185-200.*
- ¹⁵⁷ Oksanen, J., Holopainen, J.K., Nerg A. & Holopainen, T. 1996. Levels of damage in Scots pine and Norway spruce caused by needle miners along a SO₂ gradient. *Ecography 19:229-236.*
- ¹⁵⁸ Oksanen, J., Tynnyrinen, S. & Kärenlampi, L. 1990. Testing for increased abundance of epiphytic lichens on a local pollution gradient. *Ann. Bot. Fenn. 27:301-307.*
- ¹⁵⁹ Palomäki, V. 1996. Conifer needle ultrastructure as an indicator of environmental stress factors with special reference to unbalanced nutrition. *Kuopion yliopiston julkaisuja C. Luonnontieteet ja ympäristötieteet 54. ISBN 951-781-552-2.*
- ¹⁶⁰ Palomäki, V., Laitinen, K., Holopainen, T. & Kellomäki, S. 1996. First-year results on the effects of elevated atmospheric CO₂ and O₃ concentrations on needle ultrastructure and gas exchange responses of Scots pine saplings. *Silva Fenn. 30:123-134.*
- ¹⁶¹ Pearson, L.C. 1985. Air pollution damage to cell membranes in lichens. I. Development of a simple monitoring test. *Atmosph. Environ. 19:209-212.*
- ¹⁶² Pell, E.J. & Dann, M.S. 1991. Multiple stress-induced foliar senescence and implications for whole-plant longevity. *Julkaisussa: Mooney, H.A., Winner, W.E. & Pell, E.J. (toim.). Response of plants to multiple stresses. Academic Press, San Diego:189-204.*
- ¹⁶³ Pietilä, M., Lähdesmäki, P., Pietiläinen, P., Ferm, A., Hytönen, J. & Pätilä, A. 1991. High nitrogen deposition causes changes in amino acid concentrations and protein spectra in needles of the Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Environ. Pollut. 72:103-115.*
- ¹⁶⁴ Plümacher, J., Renner, J. & Schröder, P. 1993. Volatile chlorinated hydrocarbons and trichloroacetic acid in conifer needles. *Julkaisussa: Schröder, P., Frank, H. & Rether, B. (toim.). Volatile organic pollutants: Levels, fate and ecotoxicological impacts. Schr. Fraunhofer-Inst. Atmosph. Umweltforsch. 23:37-51.*
- ¹⁶⁵ Prinn, R., Cunnold, D., Simmonds, P., Alyea, F., Boldi, R., Crawford, A., Fraser, P., Gutzler, D., Hartley, D. & Rosen, R. 1992. Global average concentration and trend for hydroxyl radicals deduced from ALE GAUGE trichloroethane (methyl chloroform) data for 1979-1990. *J. Geoph. Res. - A. 97:2445-2461.*
- ¹⁶⁶ Prinz, B., Krause, G.H-M. & Jung, K-D. 1985. Untersuchungen der LIS Essen zur Problematik der Waldschäden. *Julkaisussa: Waldschädentorie und Praxis auf der Suche nach Antworten. R. Oldenbourg Verlag. München. s. 143-194.*
- ¹⁶⁷ Pääkkönen, E. 1996. Ozone – complex risk for birch. *Kuopion yliopiston julkaisuja C. Luonnontieteet ja ympäristötieteet 42. 46 s.*
- ¹⁶⁸ Pääkkönen, E. & Holopainen, T. 1995. Influence of nitrogen supply on the response of clones of birch (*Betula pendula* Roth.) to ozone. *New Phytol. 129:595-603.*
- ¹⁶⁹ Pääkkönen, E., Holopainen, T. & Kärenlampi, L. 1997. Variation in ozone sensitivity among clones of *Betula pendula* and *Betula pubescens*. *Environ. Pollut. 95:37-44.*
- ¹⁷⁰ Pääkkönen, E., Holopainen, T. & Kärenlampi, L. 1997. Differences in growth, leaf senescence and injury, and stomatal density in birch (*Betula pendula* Roth.) in relation to ambient levels of ozone in Finland. *Environ. Pollut. 96:117-127.*

- ¹⁷¹ Pääkkönen, E., Metsärinne, S., Holopainen, T. & Kärenlampi, L. 1995. The ozone sensitivity of birch (*Betula pendula*) in relation to the developmental stage of leaves. *New Phytol.* 132:145-154.
- ¹⁷² Raitio, H. 1990. Decline of young Scots pines in a dry heath forest. *Acta Univ. Oul., Ser. A* 216. 40 + 71 s.
- ¹⁷³ Raitio, H. 1991. Nutritional disturbances of young Scots pines caused by pine bark bugs in a dry heath forest. *Plant & Soil* 131:251-259.
- ¹⁷⁴ Raitio, H. 1994. Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa. Julkaisussa: Mälkönen, E. & Sivula, H. (toim.). Suomen metsien kunto. Metsäntutkimusl. tied. 527:25-34.
- ¹⁷⁵ Raitio, H. 1995. Neulasten alkuainekoostumus. Julkaisussa: Tikkanen, E. (toim.). Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 133-137.
- ¹⁷⁶ Raitio, H., Jussila, I., Kartastenpää, R., Lindgren, M., Poikolainen, J. & Salemaa, M. 1994. Satakunnan happamoitumiselle herkkien männiköiden terveydentila ja siihen vaikuttavat tekijät. Julkaisussa: Mälkönen, E. & Sivula, H. (toim.). Suomen metsien kunto. Metsäntutkimusl. tied. 527:122-136.
- ¹⁷⁷ Raitio, H., Tuovinen, J.-P. & Anttila, P. 1995. Relation between sulphur concentrations in the Scots pine needles and the air in northernmost Europe. *Water, Air, Soil Pollut.* 85:1361-1366.
- ¹⁷⁸ Rantanen, L., Palomäki, V. & Holopainen, T. 1994. Interactions between exposure to O₃ and nutrient status of trees: effects on nutrient content and uptake, growth, mycorrhiza and needle ultrastructure. *New Phytol.* 128:679-687.
- ¹⁷⁹ Rehfuess, K.-E. 1983. Waldkrankungen und Immissionen - eine Zwischenbilanz. *Allg. Forstzeitschr.* 24:601-610.
- ¹⁸⁰ Rosengren-Brinck, U., Nihlgård, B. & Thelin, G. 1996. Kväve bra eller dåligt för skogen. *Skog & Forskning* 3:28-31.
- ¹⁸¹ Runeckles, V.C. & Chevone, B.I. 1991. Crop response to ozone. Julkaisussa: LeFohn, A.S. (toim.). Surface level ozone exposures and their effects on vegetation. Lewis Publishers, Chelsea. s. 189-269.
- ¹⁸² Runeckles, V.C. & Krupa, S.V. 1994. The impact of UV-b radiation and ozone on terrestrial vegetation. *Environ. Pollut.* 83:191-213.
- ¹⁸³ Rühling, Å., Brumelis, G., Goltsova, N., Kvietkus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnusson, S., Mäkinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E. & Steinnes, E. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990. *Nord* 12:41.
- ¹⁸⁴ Ryyppö, A., Sutinen, S., Mäenpää, M., Vapaavuori, E. & Repo, T. 1997. Frost damage and recovery of Scots pine seedlings at the end of the growing season. *Can. J. For. Res.* 27:1376-1382.
- ¹⁸⁵ Sairanen, A. 1990. Site characteristics of Scots pine stands infected by *Gremmeniella abietina* in Central Finland. I. Mineral soil sites. *Acta For. Fenn.* 216. 27 s.
- ¹⁸⁶ Sakai, A. & Larcher, W. 1987. Frost survival of plants. Responses and adaptation to freezing stress. Springer-Verlag, Berlin. 321 s.
- ¹⁸⁷ Salemaa, M., Lindgren, M. & Jukola-Sulonen, E.-L. 1995. Neulasmassa ja sen vaihtelu. Julkaisussa: Tikkanen, E. (toim.). Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurio-projektin loppuraportti. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 123-125.
- ¹⁸⁸ Salisbury, F. B. & Ross, C.W. 1985. Plant physiology. 3. painos. Wadsworth Publishing Company, Belmont. 540 s.
- ¹⁸⁹ Salt, D.T. & Whittaker, J.B. 1995. Populations of root-feeding aphids in the Liphook forest fumigation experiment. *Plant Cell Environ.*, 18:321-325.
- ¹⁹⁰ Schell, R. & Kristen, U. 1992. Trichloressigsäure begünstigt Pilzinfektionen von Fichtennadeln. Julkaisussa: Michelis, W. & Bauch, J. (toim.). Luftverunreinigungen und Waldschäden am Standort "Postturm", Forstamt Farchau/Ratzeburg. GKSS-Research Center Geesthacht, s. 353-363.
- ¹⁹¹ Schulze, E.-D. 1988. Tree response to acid deposition into the soil. A summary of the cost workshop at Julich 1985. Julkaisussa: Mathy, P. (toim.) Air pollution and ecosystems. Reidel Dordrecht, s. 225-241.
- ¹⁹² Schulze, E.-D. & Freer-Smith, P.H. 1991. An evaluation of forest decline based on field observations focussed on Norway spruce, *Picea abies*. Julkaisussa: Last, F.T. & Watling, R. (toim.). Acidic deposition: its nature and impacts. *Proc. R. Soc. Edinburgh* 97B:155-168.
- ¹⁹³ Schulze, E.-D., Oren, R. & Lange, O.L. (toim.) 1989. Forest decline and air pollution. A study of spruce (*Picea abies*) on acid soils. *Ecol. Stud.* 77:1-475.

- ¹⁹⁴ Seaward, M.R.D. & Hitch, C.J.B. (toim.). 1982: Atlas of the lichens of the British Isles, vol 1. Nat. Environ. Res. Counc., Cambridge. 194 s.
- ¹⁹⁵ Selldén, G., Sutinen, S. & Skärby, L. 1997. Controlled ozone exposures and field observations in Fennoscandia. Julkaisussa: Sandermann, H., Wellburn, A.R. & Heath, R.L. (toim.). Forest decline and ozone - A comparison of controlled chamber and field experiments. Ecol. Stud. 127:249-276.
- ¹⁹⁶ Shinozaki, K., Yoda, K., Hozumi, K. & Kira, T. 1964. A quantitative analysis of plant form the pipe model theory I. Basic analysis. Jap. J. Ecol. 14:133-139.
- ¹⁹⁷ Sievänen, R., Hari, P., Orava, P.J. & Pelkonen P. 1988. A model for the effect of photosynthate allocation and soil nitrogen on plant growth. Ecol. Modelling 41:55-65.
- ¹⁹⁸ Skelly, J. & Innes, J. 1994. Waldsterben in the forest of Central Europe and Eastern North America: fantasy or reality? Plant Disease 78(11):1021-1032.
- ¹⁹⁹ Skye, E. 1968. Lichens and air pollution. Acta Phytogeogr. Suecica 52:1-123.
- ²⁰⁰ Soikkeli, S. 1981. Comparison of cytological injuries in conifer needles from several polluted industrial environments in Finland. Ann. Bot. Fenn. 18:47-61.
- ²⁰¹ Soikkeli, S. & Kärenlampi, L. 1984. The effects of nitrogen fertilization on the ultrastructure of mesophyll cells of conifer needles in northern Finland. Eur. J. For. Pathol. 14:129-136.
- ²⁰² Solberg, S. 1997. Tørke og andre faktorerer sammenheng med kronefarge I Sørøst-Norge. Aktuelt fra Skogforsk 1:3-7.
- ²⁰³ Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skoovgaard, J. (toim.) 1996. Growth trends in European forests. European Forest Institute, Research Reports 5. Springer-Verlag, Berlin. 372 s.
- ²⁰⁴ Stefan, K. 1994. Schwefel-Immissionseinwirkungen nach den Ergebnissen des österreichischen Bioindikatometeez von 1983 bis 1992. Ecoinforma 5:265-274.
- ²⁰⁵ Stenberg, P., Kuuluvainen, T., Kellomäki, S., Grace, J.C., Jokela, E.J. & Gholz, H.L. 1994. Crown structure, light interception and productivity of pine trees and stands. Ecol. Bull. 43:20-34.
- ²⁰⁶ Strand, G-H. 1995. Estimation of the difference in crown vigour for 2280 coniferous trees in Norway from 1989 to 1994, adjusted for the effects of ageing. Environ. Monit. Assess. 36:61-74.
- ²⁰⁷ Sutinen, M-L., Raitio, H., Nivala, V., Ollikainen, R. & Ritari, A. 1996. Effects of emission from copper-nickel smelters on the frost hardiness of *Pinus sylvestris* needles in the subarctic region. New. Phytol. 132:503-512.
- ²⁰⁸ Sutinen, S. 1987. Cytology of Norway spruce needles. I. Changes during ageing. Eur. J. For. Pathol. 17:65-73.
- ²⁰⁹ Sutinen, S. 1987. Ultrastructure of mesophyll cells of spruce needles exposed to O₃ alone and together with SO₂. Eur. J. For. Pathol. 17:362-368.
- ²¹⁰ Sutinen, S. & Koivisto, L. 1995. Microscopic structure of conifer needles as a diagnostic tool in the field. Julkaisussa: Munawar, M., Hänninen, O., Roy, S., Munawar, N., Kärenlampi, L. & Brown, D. (toim.) Bioindicators of environmental health. SPB Academic Publishing bv, Amsterdam, The Netherlands. S. 73-81.
- ²¹¹ Sutinen, S., Juuti, S. & Ryyppö, A. 1997. Long-term exposure of Scots pine seedlings to monochloroacetic and trichloroacetic acid: Effects on the needles and growth. Ann. Bot. Fenn. 34: 265-273.
- ²¹² Sutinen, S., Juuti, S., Koivisto, L., Turunen, M. & Ruuskanen, J. 1995. The uptake of and structural changes induced by trichloroacetic acid in the needles of Scots pine seedlings. J. Exp. Bot. 46:1223-1231.
- ²¹³ Sutinen, S., Lumme, I., Mäenpää, M. & Arkhipov, V. 1998. Light microscopic structure of needles of Scots pine in relation to air pollution and needle element concentrations in SE Finland and the Karelian Isthmus, NW Russia. Trees 12: 281-288.
- ²¹⁴ Sutinen, S., Mäenpää, M. & Koivisto, L. 1995. Structure of mesophyll cells of pine and spruce needles from several areas in Finland. In: Wisniewski, J., Grennfelt, P., Rodhe, H. & Thörmelöf, E. Acid Reign '95?, 5th International Conference on Acidic Deposition, 26-30 June 1995, Göteborg, Sweden. Abstracts Book. s. 98.
- ²¹⁵ Sutinen, S., Skärby, L., Wallin, G. & Sellden, G. 1990. Long term exposure of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. II. Effects on the ultrastructure of needles. New Phytol. 115(2):345-356.

- ²¹⁶ Sutinen, S., Wallin, G., Karlsson, P.E., Skärby, L. & Selldén, G. 1998. Cell ultrastructure of needles from saplings of Norway spruce, *Picea abies* (L) Karst., exposed to ozone and low phosphorus supply in open-top chambers. In: Paoletti, E. Stress Factors and Air Pollution. 17th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems held in Florence, Italy 14-19 September, 1996. *Chemosphere* 36(4/5): 691-696.
- ²¹⁷ Sverdrup, H., Warfvinge, P. & Nihlgård, B. 1994. Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. *Water, Air, Soil Pollut.* 78(1-2):1-36.
- ²¹⁸ Söderberg, U. 1993. Monitoring forest health in the Swedish national forest inventory. Proceedings of Ilvessalo symposium on national forest inventories. *Metsäntutkimusl. tied.* 444:144-149.
- ²¹⁹ Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems - Questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability. *Ecol. Stud.* 81. 115 s.
- ²²⁰ Tamminen, P. 1993. Pituusboniteetin ennustaminen kasvupaikan ominaisuuksien avulla Etelä-Suomen kangasmetsissä. *Folia For.* 819. 26 s.
- ²²¹ Tarhanen, S., Holopainen, T., Poikolainen, J. & Oksanen, J. 1995. Kalvonvuoto epifyyttijäkälien soluissa. Julkaisussa: Tikkanen, E. (toim.). Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurioprojektin loppuraportti. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. s. 108-109.
- ²²² Thomsen, M. & Nelleman, C. 1994. Isolation of natural factors affecting crown density and crown color in coniferous forest: Implications for monitoring of forest decline. *Ambio* 23(4-5):251-254.
- ²²³ Tuominen, Y. & Jaakkola, T. 1973. Absorption and accumulation of mineral elements and radioactive nuclides. Julkaisussa: Ahmadjian, V. & Hale, M. (toim.). The lichens. New York & London. s. 185-223.
- ²²⁴ Tuovinen, J., Barret, K. & Styve, H. 1994. Transboundary acidifying pollution in Europe: Calculated field and budgets 1985-1993. The Norwegian Meteorol. Inst., Oslo. EMEP/MSC-W Report 1. 258 s.
- ²²⁵ Ulrich, B., Mayer, R. & Khanna, P.K. 1979. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen und Nieders. Forstl. Vers.anst.* 58. 291 s.
- ²²⁶ Uotila, A. 1988. Ilmastotekijöiden vaikutus männynversyöpätuhoihin. *Folia For.* 721. 23 s.
- ²²⁷ Vaarna, V. 1934. Helsingin kaupungin puiden ja pensaiden jäkäläkasvisto. *Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn.* Vanamo 6:1-32.
- ²²⁸ Valtakunnan metsien 8. inventointi. 1986. Pysyvien koealojen kenttätöön ohjeet 1985-1986. Metsäntutkimuslaitos, metsänarv. tutk.os., metsäninv. tutk.suunta. Moniste. 125 s.
- ²²⁹ van Dobben, H.F. & de Bakker, A.J. 1990. Lichen mapping and remapping in The Netherlands. *Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A.* 456:95-101.
- ²³⁰ Veijalainen, H. 1994. Maa- ja neulasanalyysi suometsien ravinne- ja laskeumatilanteen määrittämisessä Harjavallan ympäristössä. Julkaisussa: Mälkönen, E. & Sivula, H. (toim.). Suomen metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman väliraportti. Metsäntutkimusl. tied. 527:256-270.
- ²³¹ Wagner, U., Kolbowski, J., Oja, V., Laisk, A. & Heber, U. 1990. pH homeostasis of the chloroplast stroma can protect photosynthesis of leaves during the influx of potentially acidic gases. *Biochim. Biophys. Acta* 1016:115-120.
- ²³² Webster, R., Rigling, A. & Walther, L. 1996. An analysis of crown condition of *Picea*, *Fagus*, and *Abies* in relation to environment in Switzerland. *Forestry* 69(4):347-355.
- ²³³ Wellburn, A.R. 1994. Air pollution and climate change: The biological impact. 2. painos. Longman Scientific & Technical, Essex. 268 s.
- ²³⁴ Westman, L. 1986. Lavars indikatorvärde vid studier av luftföroreningar och skogskador. Naturvårdsverket, Rapport 3187. 52 s.
- ²³⁵ Wulff, A. 1996. Ultrastructural, visible and chemical indications of dry and wet deposited air pollutants in conifer needles. Kuopion yliopiston julkaisuja C. Luonnontieteet ja ympäristötieteet 41. Kuopio University Printing Office, Kuopio 1996.
- ²³⁶ Wulff, A. & Kärenlampi, L. 1993. The effects of the exclusion of dry and wet deposition on visible symptoms and accumulation of sulphur and fluoride by *Picea abies* needles near point-source. *Scand. J. For. Res.* 8:498-509.
- ²³⁷ Ziegler, I. 1975. The effect of SO₂ pollution on plant metabolism. *Res. Rev.* 56:79-105.

4. METSÄEKOSYSTEEMIN TOIMINTA

Toim. Heljä-Sisko Helmisaari

METSÄEKOSYSTEEMIN RAKENNE JA TOIMINTA

Heljä-Sisko Helmisaari

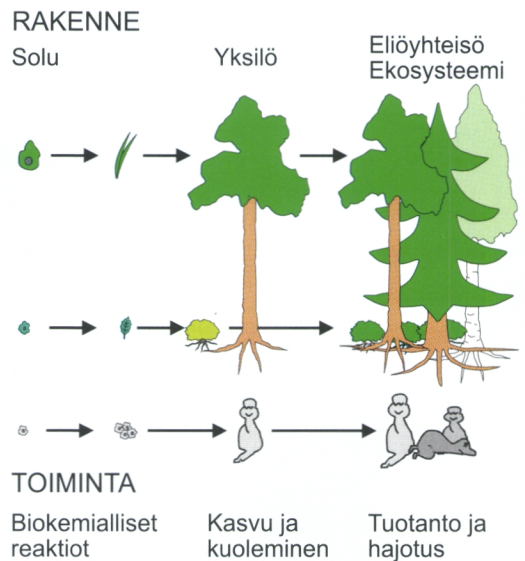
Metsäekosysteemi muodostuu eliöistä – kasveista, eläimistä ja mikro-organismeista – sekä niiden elinympäristöstä – maaperästä ja ilmastasta. Ekosysteemin toimintaa luonnehtivat toisaalta energia- ja ravinnevirrat sekä ravinteiden kierto ja toisaalta biomassan tuotanto sekä kuolleen orgaanisen aineen hajotus. Biomassan tuottamiseen kuten muihinkin elintoimintoihinsa kasvit tarvitsevat ravinteita sekä hiilihydraatteja, joita ne valmistavat hiilidioksidista, vedestä ja ravinteista yhteyttämällä auringon energian avulla. Koska kasvit pystyvät suoraan hyödyntämään auringon energiaa, niitä kutsutaan omavaraisiksi eli autotrofeiksi. Valtaosa bakteereista, sienet ja eläimet ovat toisenvaraisia eli heterotrofeja, sillä ne saavat energiansa välillisesti tai välittömästi yhteyttäviltä kasveilta. Ekosysteemin eliöt ja niiden ympäristö ovat jatkuvassa vuorovaikutuksessa energia- ja ravinnevirtojen välityksellä.

Ekosysteemi voidaan jakaa rakenteellisiin ja toiminnallisiin organisaatio- tai hierarkiatasoihin (kuva 4.1). Ympäristötekijöiden muutokset aiheuttavat eliökunnassa vasteita kaikilla organisaatiotasolla solusta koko ekosysteemiin ja lopulta myös biosfääriin. Solutasoiset toiminnan ja rakenteen muutokset ovat nopeita, mutta toiminta seuraavilla organisaatiotasolla muuttuu huomattavasti hitaammin. Rakenteelliset muutokset heijastuvat saman organisaatiotason toiminnassa, mutta toiminnalliset muutokset eivät edellytä rakenteen

muuttumista. Sekä toiminnalliset että rakenteelliset muutokset ovat kiinteässä yhteydessä metsikön kehitysvaiheisiin ja ympäristötekijöiden vaihteluihin.

Rakenteellisia muutoksia voi syntyä esimerkiksi neulasten ja hienojuurten solurakenteeseen, kasviyksilön eri osien keskinäisiin suhteisiin ja eliöyhteisöjen lajirakenteeseen. Toiminnan muutoksista voidaan esimerkkeinä mainita solutasolla biokemialliset muutokset, yksilö- ja eliöyhteisötasolla kasvu ja kuoleminen, ja ekosysteemitasolla hiilen ja ravinteiden kierrot, joiden muutokset heijastuvat biomassan tuotannossa ja kuolleen orgaanisen aineen hajotuksessa.

Jotta ymmärtäisimme, miten ilman epäpuhtaudet ja säätekijöiden vaihtelu vaikuttavat



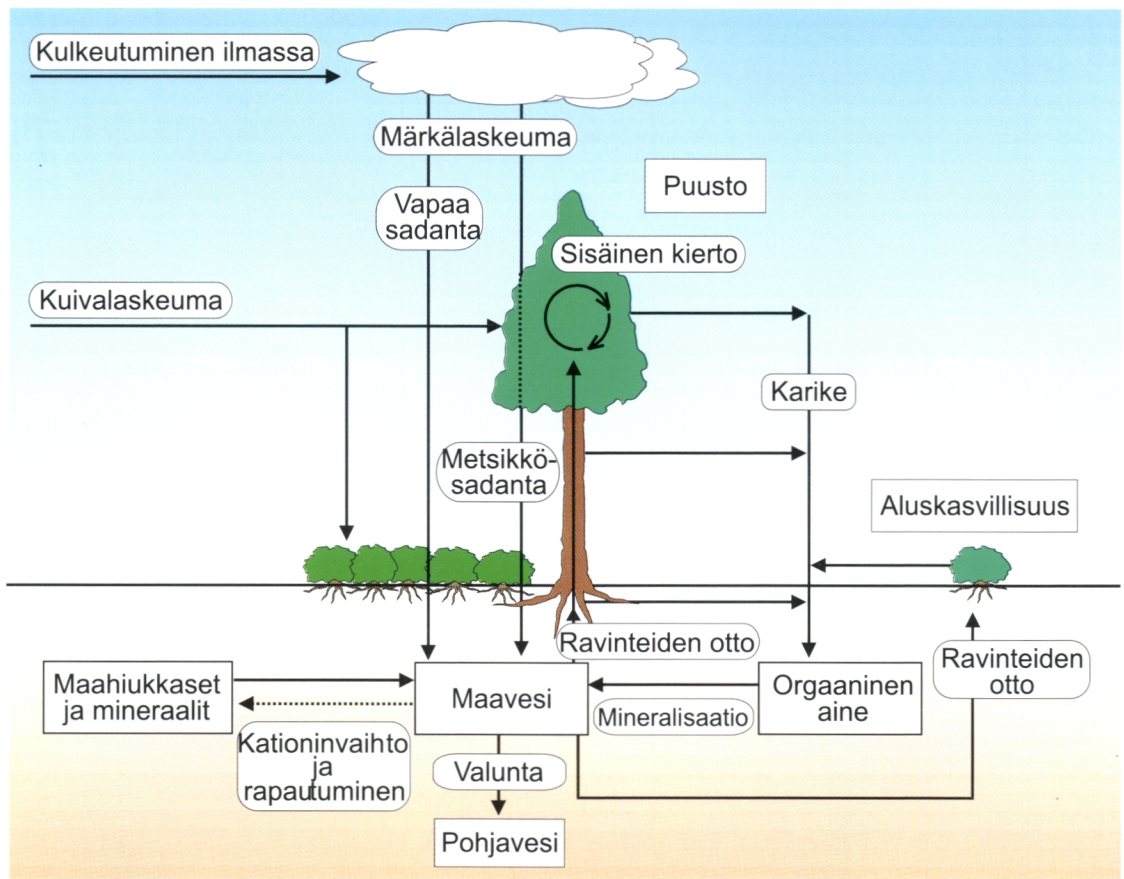
Kuva 4.1. Metsäekosysteemin rakenteelliset ja toiminnalliset organisaatiotasot.

metsien elinvoimaisuuteen ja kasvuun, tarvitsemme uutta tietoa varsinkin maaperän ja sen eliöstön sekä kasvien maanalaisten ja maanpäällisten osien välisistä vuorovaikutuksista. Päästölähteiden lähialueita lukuunottamatta ilman epäpuhtauksista aiheutuvia suoranaisia vaurioita ei nykyisin pidetä kovin todennäköisinä muiden kuin otsonin osalta. Epäpuhtaudet voivat sen sijaan vaikuttaa välillisesti maaperän kautta kasvien veden ja ravinteiden saantiin.

Maan orgaanisen aineen hajotukseen osallistuvia eliöitä lukuunottamatta ympäristötekijöiden muutosten vaikutukset kohdistuvat muihin, toisenvaraisiin eliöihin pääasiassa metsäkasvillisuuden välityksellä. Metsäekosysteemin perustoimintojen tunteminen on edellytys sille, että ympäristömuutosten vaikutuksia voidaan ymmärtää ja ennakoida, ja haittavaikutuksia ehkäistä tai lieventää.

Metsäekosysteemin ravinnetilaa kuvataan ravinnetaseella, jonka laatimiseksi määritetään metsikön ravinnevirtoja ja ravinteiden ajallisia ja paikallisia jakaumia. Yksinkertaistettu ravinnetase on ns. tulo-meno -tase, jossa määritetään metsikköön tulevat sekä siitä poistuvat ravinnevirrat tietyllä aikajaksolla. Perusteellisemmassa ainetasetarkastelussa analysoidaan myös ravinteiden kiertoa ekosysteemin sisällä ja sitä sääteleviä prosesseja (kuva 4.2).

Kasvit käyttävät ravinteita yhteyttämiin, hengitykseen ja kasvuun tai varastoivat niitä. Osa rakenteeseen sitoutuneista ravinteista vapautuu kasvinosien kuollessa ja kulkeutuu sisäisessä ravinnekierrossa takaisin eläviin solukoihin. Osa kasvin ravinteista palautuu karikkeeseen mukana maaperään, josta niitä vapautuu vähitellen uudelleen kasvien käyttöön hajotustoiminnan tuloksena. Hajottajaeliöstön hyvinvointi on metsäekosysteemin tasapainoisen toi-



Kuva 4.2. Metsikön ravinnekierto.

minnan perusedellytyksiä. Vaikka kasvit ottavat suuren osan tärkeimmistä ravinteista talteen ennen lehtien tai neulasten varisemista, ylläpitävät karikkeen hajotuksessa vapautuvat ravinteet metsäekosysteemin ravinteisuutta pitkällä aikajänteellä.

Metsikön ravinnetaseen avulla voidaan päätellä, kertyykö vallitsevissa oloissa ekosysteemiin lisää joitakin ravinteita tai aiheutuuko ravinnesuhteisiin häiriöitä. Ekosysteemin ravinnetaseen tulee olla tasapainossa, jotta kasvien ravinnetila pysyisi vakaana. Häiriötön perustuotanto edellyttää, että kaikkia tarpeellisia ravinteita on saatavilla sopivina pitoisuuksina ja määrinä. Koska typpi on metsiemme kasvun kannalta tärkein ravinne, sen kierto on metsämaan ravinteisuuden perustekijöitä.

Metsikön ravinnetalous ja vesitalous kytkeytyvät kiinteästi toisiinsa, sillä vesi kuljettaa ravinteita metsäekosysteemeissä. Sademäärä vaikuttaa olennaisesti ravinnelaskeumiin, ja sateen määrä ja laatu säätelevät ravinteiden huuhtoutumista metsämaasta. Myös kasvissa vesi toimii ravinteiden ja yhteyttämistuotteiden kuljettajana ja liuottimena, ja se on osallisena monissa biokemiallisissa reaktioissa. Jo suhteellisen lyhyt kuivuusjakso kasvukauden aikana voi rajoittaa kasvien ravinteiden saantia, koska suurin osa maaperän käyttökelpoisista ravinteista ja niitä ottavasta hienojuuristosta on kuivumiselle alttiissa humuskerroksessa ja kivennäismaan pintaosassa.

LASKEUMA JA SEN VAIKUTUS METSÄMAAHAN

Antti-Jussi Lindroos ja John Derome

Happamoittava laskeuma ja maan happamoituminen

Happamoittava laskeuma syntyy rikin ja typen oksidien (SO_2 , NO_x) muuntuessa ilmakehässä rikki- ja typpihapoksi. Näiden happamoittavien

yhdisteiden ohella ilmassa on epäpuhtauksina vaihtelevia määriä myös emäksisiä yhdisteitä, jotka neutraloivat happoja. Emäskationien laskeuma lieventää happamuutta sekä kasvillisuuden pinnalla että maassa tapahtuvien puskuri-reaktioiden kautta. Märkälaskeuma määräytyy sadeveden ainepitoisuuksien ja sademäärän yhteisvaikutuksesta.

Puiden latvukset muuntavat metsämaahan kohdistuvaa laskeumaa. Niihin suodattuu ilmasta kaasumaista ja hiukkasmaista kuivalaskeumaa, jota huuhtoutuu sadeveden mukana maahan. Metsikön luontaisessa ravinnekierrossa latvustosta huuhtoutuu orgaanisia yhdisteitä ja eri alkuaineita. Hapan laskeuma voi myös lisätä emäskationien huuhtoutumista latvustosta kationinvaihtoreaktioiden takia¹⁸⁶, ja vaurioituneesta tai kuolleesta kasvialueesta huuhtoutuu ravinteita sadeveden mukana maaperään.

Happamoitumisteorian mukaan laskeuman maaperää happamoittava vaikutus perustuu maahiukkasten pinnalla olevien vaihtuvien emäskationien korvautumiseen vetyioneilla. Laskeuman sulfaatti- ja nitraattianionit liikkuvat maassa helposti vajoveden mukana ja lisäävät emäskationien huuhtoutumista. Näin ollen happamoitumisen edetessä maaperän emäskyllästyssaste ja pH laskevat. Alentunut pH lisää liuokaisen alumiinin määrää maavedessä, ja kohonneet alumiinipitoisuudet voivat puolestaan haitata juurten ja mykorritsojen toimintaa¹⁸⁶.

Metsämaan happamoitumisherkyys riippuu kuitenkin monista maaperän luontaisista tekijöistä. Maaperän puskuri- ja neutralointikykyyn vaikuttavat mm. kivennäismaan mineraalikoostumus, maalaji ja orgaanisen aineen määrä. Myös maaperän vesitaloudella on suuri merkitys happamoitumisessa, sillä maavesi on yhdistävä tekijä laskeuman, kasvillisuuden ja maaperän välillä.

Seuraava tarkastelu perustuu tutkimusohjelman ns. intensiivisen seurannan näytealoihin, jotka sijaitsivat pääosin Itä- ja Pohjois-Suomessa. Aineisto koostui 36 männiköstä ja 7 kuusikosta, joissa metsikkösadanta mitattiin useimmiten 20 sadekeräimen avulla. Avoimen paikan



Kuva 4.3. Vajovesinäytteet kerättiin lysimetreillä eri syvyyksistä. Kuva E. Oksanen.

sadanta määritettiin kolmen keräimen perusteella. Maasta vesinäytteet otettiin sulan kauden aikana yleensä kuukausittain vajovesilysimetrien avulla (kuva 4.3). Niitä oli kussakin metsikössä 5 kpl kolmessa eri syvyydessä: 5, 20 ja 40 cm kivennäismaan pinnasta mitattuna.

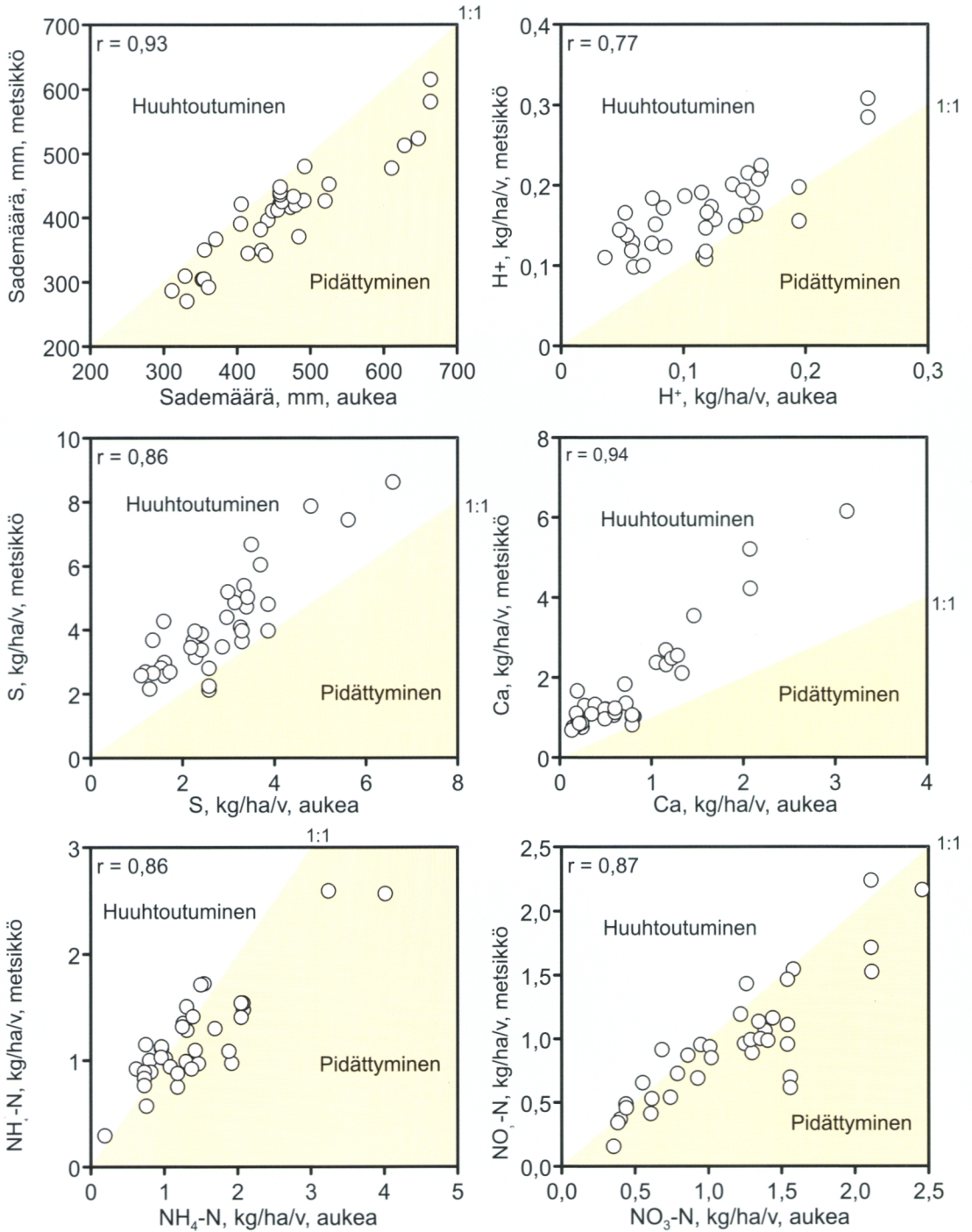
Märkälasseuma metsikössä

Metsään tulevasta sadannasta osa pidättyy puiden latvustoon, josta vettä sekä haihtuu ilmaan että imeytyy lehtiin ja neulasiin, pääosan sadannasta kuitenkin tullessa maahan. Latvuston pinta-alalla on keskeinen merkitys latvuspidännässä. Tärkein yksittäinen tekijä, joka vaikuttaa metsikkösadantana maahan tulevaan vesimäärään, on kuitenkin kokonaissademäärä (kuva 4.4). Vaikka metsikön rakenne (latvuspeittävyys, pohjapinta-ala, keskiläpimitta, runkoluku, ikä) vaihteli eri metsiköissä, avoimen paikan sademäärän ja metsikkösadannan suhde oli silti hyvin voimakas. Mäntyvaltaisten metsiköiden latvuseros pidatti kokonaissademäärästä keskimäärin 12 % ja kuusivaltaisten 24 %. Rakenteellisista eroista johtuen kuusen latvukset pidättävät yleensä enemmän sadantaa kuin männyn latvukset⁷⁴.

Metsikkösadannasta määritetty vuotuinen vetyionilaskeuma oli männiköissä suurempi kuin avoimella paikalla. Sen sijaan kuusikoissa vetyionilaskeuman lisääntyminen latvusprosessien seurauksena ei ollut yhtä selvä. Rikin ja emäskationien määrä lisääntyi säännönmukaisesti kaikissa tutkimusmetsiköissä veden kulkiessa latvuserroksen läpi (kuva 4.4), mikä selittyy kuivalaskeuman huuhtoutumisella latvuksesta sekä metsikön luontaisella ainekierrolla.

Maaperän happamoitumisen ja puuston ravinnetilan kannalta metsämaahan tulevalla typpilaskeumalla on monitahoinen merkitys. Typen suhteellinen merkitys happamoittavassa laskeumassa on lisääntymässä, koska rikkilaskeumaa on onnistuttu vähentämään huomattavasti. Toisaalta kasveille käyttökelpoisen typen niukkuuden vuoksi typpilaskeumalla on myös lannoittava vaikutus.

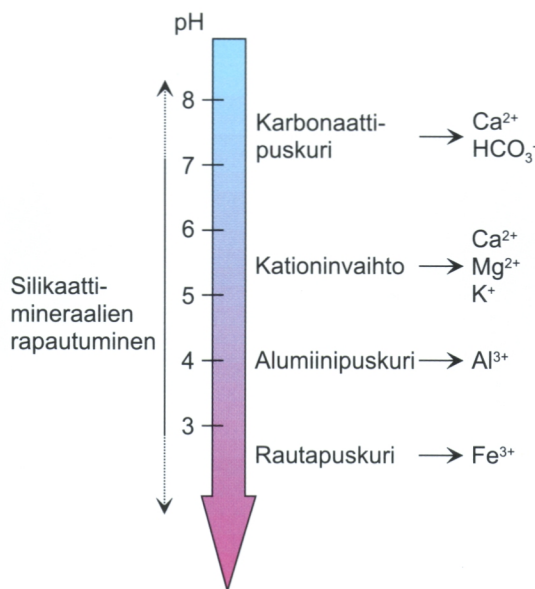
Tutkimusmetsiköissä ammoniumtypen ja nitraattitypen määrät sadannassa vähenivät veden kulkiessa latvuserroksen läpi (kuva 4.4). Typen sitoutuminen sadevedestä puiden latvustoon johtuu pääasiassa puiden typenotosta, mutta myös neulasten pinnalla elävä mikrobisto ja latvuston epifyyttijäkalät käyttävät sadannan tyyppiä³⁰. Typen väheneminen sadeveden kul-



Kuva 4.4. Sadeveden ja laskeuman eri komponenttien pidättyminen ja huuhtoutuminen männikön latvuserroksesta.

keutuessa latvuserroksen läpi on Pohjoismais-
sa yleistä suhteellisen vähäisen laskeuman alu-
eilla. Suuren typpilaskeuman alueilla, kuten esi-
merkiksi Etelä-Skandinavian kuusikoissa, typen
määrä metsikkösadannassa voi kuitenkin koho-
ta suuremmaksi kuin avoimen paikan sad-
dannassa^{107, 54}. Sekä ammonium- että nitraatti-
typen määrät metsikkösadannassa nousivat
vapaan sadannan typpimääriä korkeammiksi
silloin, kun niiden kummankin vuotuinen määrä
vapaassa sadannassa ylitti 5 kg/ha¹⁷¹.

Runkoa pitkin valuvan sadeveden ravin-
nepitoisuudet ovat suurempia kuin vapaassa
sadannassa. Puulajeistamme haapa muuttaa
runkovalunnan koostumusta eniten. Esimerkiksi
haavan runkovalunnan happamuus on selvästi
alempi ja emäskationien pitoisuudet suurempia
kuin avoimen paikan sadannassa¹⁶⁹. Runko-
valunnan mukana maahan tulevien ainemäärien
osuus metsikön kokonaislaskeumasta on kui-
tenkin erittäin pieni johtuen runkovalunnan vä-
häisyydestä. Kasvukauden aikaisen runkova-
lunnan osuus on alle 0,3 % kokonaissademää-
räästä¹⁶⁸.



Kuva 4.5. Kaavio maaperän puskurisysteemeis-
tä.

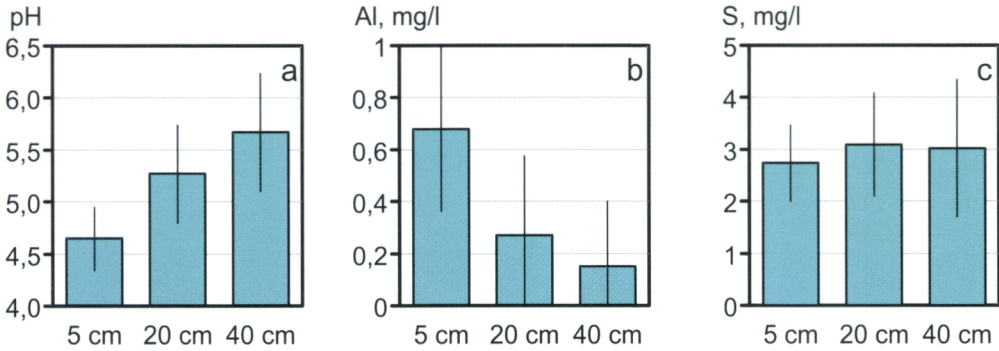
Maaveden laatu

Maavesi muodostuu metsikkösadannasta, jon-
ka koostumus riippuu sekä laskeumasta että
luontaisesta ravinnekierrosta puuston ja maa-
perän välillä. Maaperässä veden laatua säätele-
vät puskuri- ja neutraloitumisprosessit. Mine-
raalien rapautuminen, joka on ainoa varsinainen
neutraloitumistapahtuma, sitoo vetyioneja, sa-
malla kun mineraaleista vapautuu emäskatione-
ja, alumiinia, rautaa ja muita alkuaineita. Hu-
mus- ja huuhtoutumiskerrosten tärkein pus-
kurimekanismi on kationien vaihto maahiuk-
kasten pinnalla (kuva 4.5). Maan orgaaninen
aine sisältää runsaasti sähkövaraukseltaan ne-
gatiivisia vaihtopaikkoja, ja metsämaiden pusku-
rikyky liittyykin suurelta osin orgaanisen aineen
määrään ja jakaumaan maaprofiilissa.

Rikastumiskerrokselle ominainen puskuri-
prosessi perustuu alumiini- ja rautahydroksidien
liukenemiseen tai saostumiseen. Liukeneminen
aiheutuu vetyionien sitoutumisesta ja saostu-
minen niiden vapautumisesta.

Veden pH:n kohoaminen eli happamuuden
väheneminen syvemmissä maakerroksissa joh-
tuu maaperän puskuri- ja neutralointikyvystä
(kuva 4.6a). Männiköissä vajoveden pH-
mediaani vaihteli 5 cm:n syvyydessä välillä 4,1–
5,2 vaihteluvälin ollessa 20 ja 40 cm:n syvyyk-
sissä vastaavasti 4,5–6,0 ja 4,6–6,6. Näissä
maakerroksissa vesi oli happaminta niissä
metsiköissä, joissa metsikkösadannan vety-
ioni-, rikki- ja nitraattityppilaskeumat olivat suu-
rimmat (kuva 4.7). Vajoveden happamuus ei
johdu kuitenkaan yksinomaan happamoittavas-
ta laskeumasta. Liuenneissa orgaanisissa yh-
disteissä on runsaasti heikkoja happoja, jotka
säätelevät veden happamuutta etenkin maape-
rän pintaosissa. Vajoveden alaiset pH-arvot
liittyvät usein korkeisiin liuenneen orgaanisen
aineen pitoisuuksiin¹⁰⁰.

Maaveteen on liennut alumiinia useissa
eri muodoissa, joista vain tietyt fraktiot ovat
kasveille myrkyllisiä. Vapaata alumiinia Al³⁺ pi-
detään yleisesti myrkyllisimpänä. Liuenneen



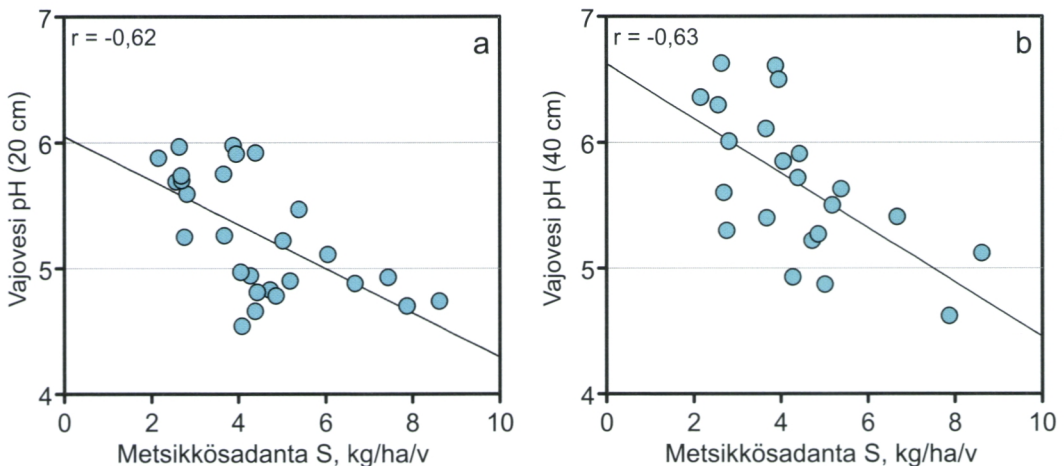
Kuva 4.6. Vajoveden a) pH sekä b) alumiini- ja c) rikkipitoisuudet männiköissä. Keskiarvo on laskettu näytealojen mediaaniarvoista, ja jana kuvaa keskihajontaa. Näytteet on kerätty 5, 20 ja 40 cm:n syvyyksistä.

alumiinin toksisia vaikutuksia voivat olla mm. ravinteiden ja veden oton muutokset juuristossa, soluseinien rakennemuutokset sekä juurten hengityksen heikentyminen ja kasvun vähentyminen⁴³. Maaveden liukoisia alumiinifraktioita ovat vapaa alumiini, alumiinihydroksidit sekä epäorgaanisiin ja orgaanisiin ligandeihin sitoutunut alumiini. Esimerkiksi anionit, kuten sulfaatti ja fluoriidi, muodostavat helposti yhdisteitä alumiinin kanssa^{57, 71, 140}.

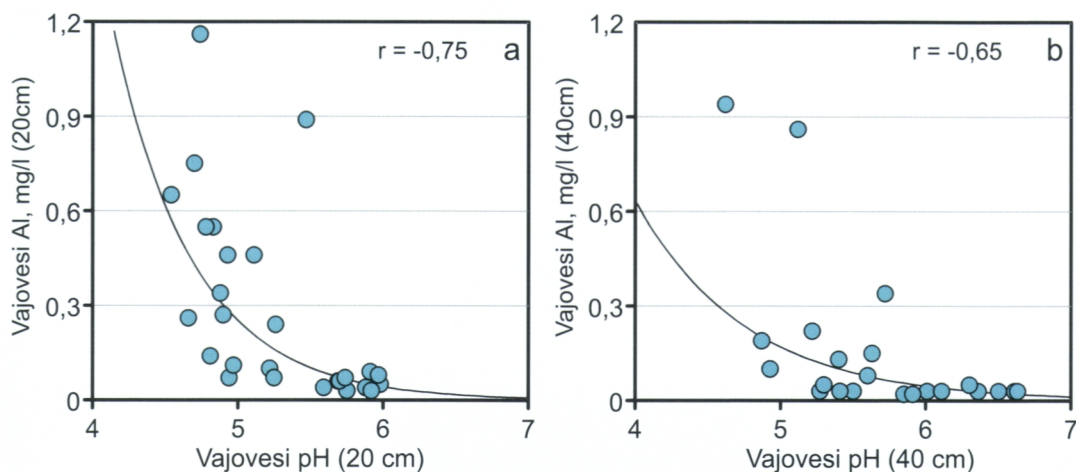
Kokonaisalumiinipitoisuus on korkein humuskerroksessa ja aivan kivennäismaan pintaosassa (kuva 4.6b). Alumiinipitoisuuden me-

diaanit vaihtelivat voimakkaasti 5 cm:n syvyydessä (0,3–1,5 mg Al/l). Maaperän pintaosassa alumiinipitoisuutta säätelee osittain liennut orgaaninen aine, joka muodostaa helposti kompleksiyhdisteitä alumiinin kanssa. Alumiinipitoisuuden ja liunneen orgaanisen aineen välillä onkin positiivinen korrelaatio^{100, 170}. Orgaanisesti sitoutuneesta alumiinista ei ole kasveille haittaa. Juuristovaikutusten kannalta kriittiseksi alumiinipitoisuudeksi on esitetty noin 2,0 mg/l²⁴.

Vajoveden pH:n ja alumiinipitoisuuden välillä on selvä riippuvuus syvemmissä maakerroksissa. Esimerkiksi 20 cm:n syvyydessä osa



Kuva 4.7. Metsikkösadannan rikkikuorman ja vajoveden pH:n välinen suhde männiköissä. Näytteet on kerätty 20 ja 40 cm:n syvyyksistä.



Kuva 4.8. Vajaveden pH:n ja alumiinipitoisuuden välinen suhde männikoissä. Näytteet on kerätty 20 ja 40 cm:n syvyyksistä.

alumiinista voi olla vielä orgaanisesti sidottua, joten happamuuden ja alumiinipitoisuuden riippuvuus ei ole täysin yksiselitteinen. Sen sijaan 40 cm:n syvyydessä suuri osa alumiinista on epäorgaanisina muotoina, jotka ovat pH-riippuvaisia. Vajoveden pH:n laskiessa alle 5,5 alumiinipitoisuus kohoaa selvästi (kuva 4.8).

Maaveden alumiinipitoisuuden kriittisiä tasoja metsän kunnan kannalta arvioidaan usein Ca/Al-moolisuhteen perusteella. Korkea emäskationien pitoisuus alumiiniin nähden lieventää alumiinin häiritsevää vaikutusta juurten ravinteiden otossa. Kriittiseksi rajaksi on esitetty suhdeluvun arvoa 1,0 ²⁴, jota pienemmillä arvoilla haittavaikutuksia voi esiintyä. Koska alumiinin toksiset vaikutukset perustuvat epäorgaanisiin muotoihin, Ca/Al-suhdetta tarkasteltiin vain 40 cm:n syvyydestä otetuista näytteistä. Kaikkien tutkimusmetsiköiden suhdeluvut olivat mediaaniarvoiltaan yli 1,0. Tällaisten kriittisten rajojen yleistettävyyden on kuitenkin kyseenalaista, sillä Ca/Al-suhteen käyttöä on arvosteltu monissa tutkimuksissa ¹⁷⁵.

Maaveden anionien liikkuvuudella on suuri merkitys ravinteiden huuhtoutumisessa¹⁶⁴. Maaveden rikistä suuri osa on sulfaattina, joka

liikkuu helposti maassa alaspäin. Tutkimusmet-siköiden vajoveden rikkipitoisuudet olivat samal-la tasolla kaikissa mittausvyvyksissä (kuva 4.6c). Ravinteiden huuhtoutumisvaara maape-rän pintaosasta on kuitenkin suhteellisen pieni, sillä vajoveden määrä vähenee huomattavasti syvyyden kasvaessa (kuva 4.9). Vajoveden rikkipitoisuuden ja metsikkösadannan rikki-kuorman välillä ilmeni positiivinen korrelaatio 20 ja 40 cm:n syvyyksissä.

Ionitaseet maaperän ravinnetilan ilmentäjinä

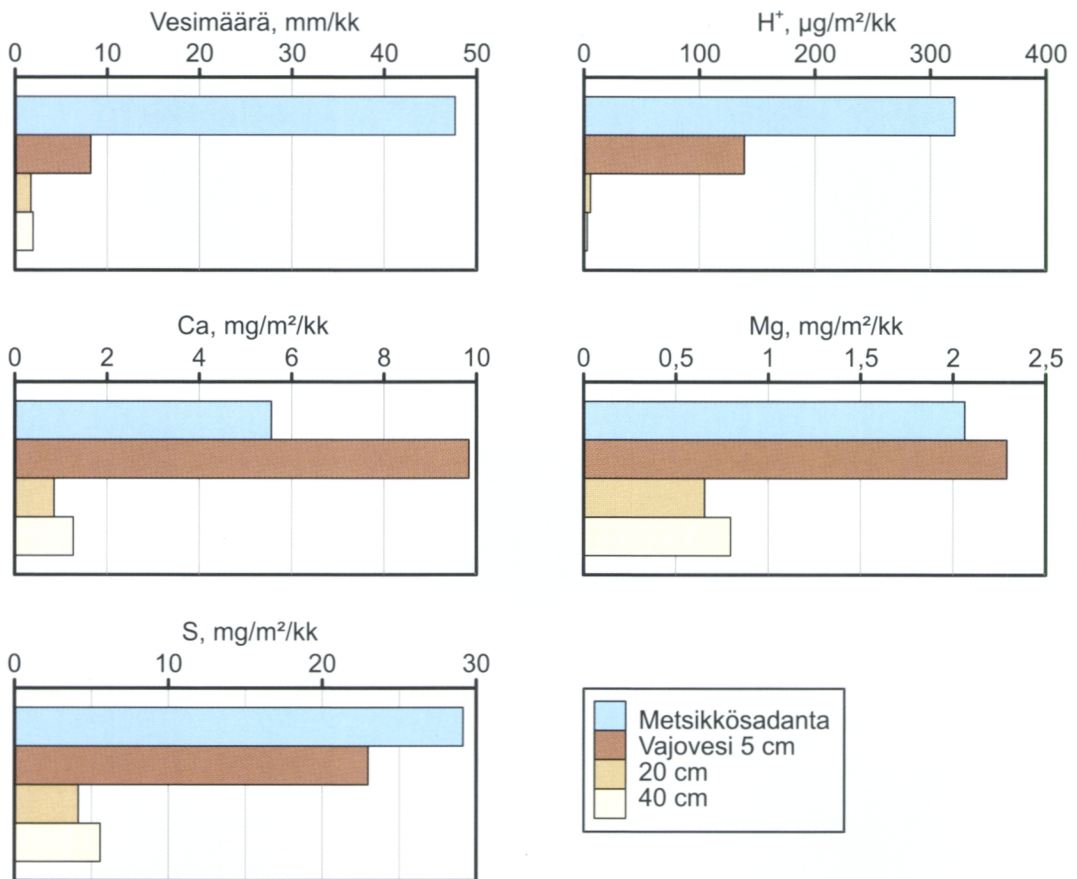
Ionitaselaskelmia käytetään yleisesti seuratta-
essa metsäekosysteemin vastetta luontaiselle ja
laskeumasta aiheutuvalle kuormitukselle. Eri
ionien ja yhdisteiden kertyminen tai vähentymis-
minen metsikössä tai valuma-alueella määritetään
laskeuman mukana tulevien ja alueelta poistu-
vien ainemäärien erotuksina. Ravinnevirrat riip-
puvat monista prosesseista, kuten alueelle tule-
vasta laskeumasta, ravinteiden kierrosta kasvil-
lisuuden ja maaperän välillä, maaperän pusku-
riprosesseista, mineraalien rapautumisesta ja

metsäekosysteemin vesitaloudesta. Näitä prosesseja säätelevät osaltaan kasvillisuuden ja maaperän rakenne ja koostumus.

Valuma-alueiden ainetasetarkastelut osoittavat, että yleensä valuman mukana poistuu enemmän natriumia, kaliumia, kalsiumia, magnesiumia sekä bikarbonaatti- ja orgaanisia anioneja kuin niitä tulee sadannassa. Vetyioneja, ammoniumia, nitraattia ja sulfaattia puolestaan pidättyy valuma-alueille⁴¹. Maaperän happamoitumisen kannalta tärkeitä vetyioneja tuottavia prosesseja ovat orgaanisten happojen ja hiidioksidin dissosioituminen sekä kasvillisuuden emäskationien otto. Vetyioneja kuluttavia prosesseja ovat puolestaan valuma-alueelta veden mukana poistuvat vetyionimäärät, emäska-

tionien korvaantuminen maahiukkasten pinnalla vetyioneilla, mineraalien rapautumisreaktiot, sulfaattianionien pidättyminen maaperään sekä nitrifikaatio.

Valuma-alueetasoisten tarkastelujen lisäksi ravinnetaseita on selvitetty myös metsikkötasolla. Suomessa metsikkösadannassa maaperään tulevat emäskationi-, rikki- ja vetyionimäärät ovat suurempia kuin vajoveden sisältämät määrät noin 20 cm:n syvyydessä maanpinnasta^{104, 64}. Huuhtoutuminen maaperästä on suurimmillaan keväällä lumen sulaessa. Kesäkuukausina vajoveden määrä on hyvin pieni verrattuna metsikkösadantaan, ja sen vuoksi myös huuhtoutuvat ravinnemäärät ovat suhteellisen pieniä (kuva 4.9).



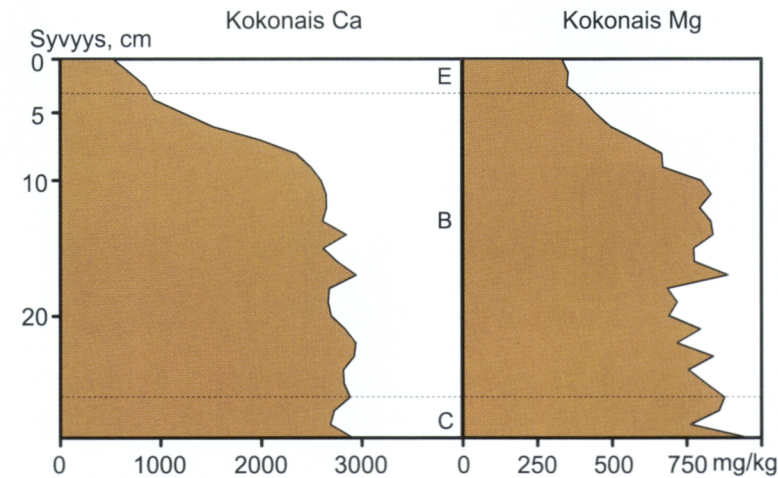
Kuva 4.9. Vajoveden ainemäärät metsämaahan kohdistuvaan kuormitukseen verrattuna. Aineisto on kerätty kasvukauden aikana Lapin kuivilta mäntykankailta, joiden maalaji on hiekkaa.

MINERAALIEN RAPAUTUMISESSA VAPAUTUVAT RAVINNEMÄÄRÄT

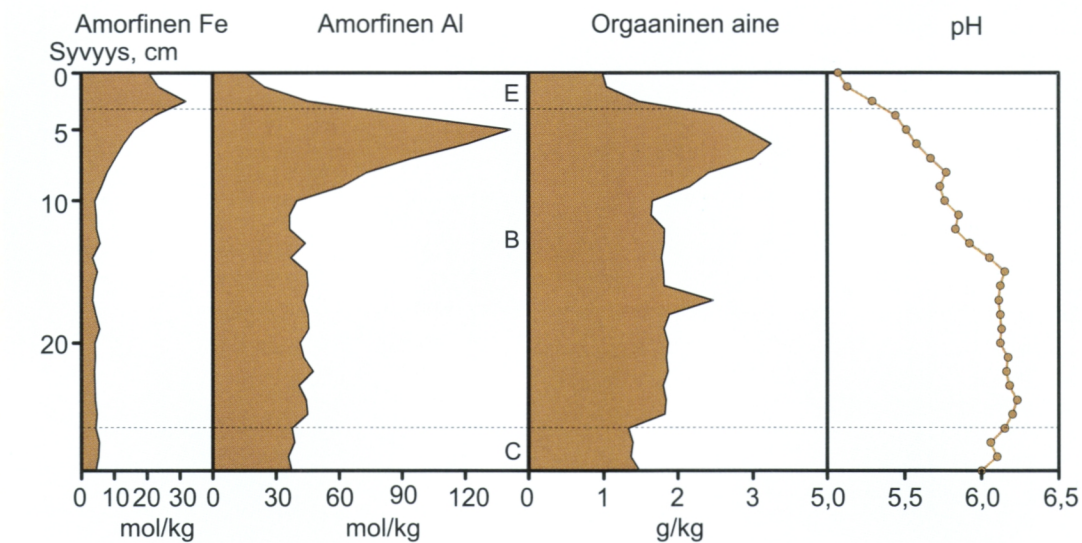
Antti-Jussi Lindroos, Michael Starr ja John Derome

Orgaaniset hapot ja hapan laskeuma rapauttavat kivennäismaan pintakerroksen mineraaleja. Rapautumisessa vapautuvia alkuaineita ovat mm. alumiini, rauta, mangaani, pii sekä ravinteina tärkeät kalsium, magnesium ja kalium (kuva 4.10). Rapautuneet rauta- ja alumiiniyhdisteet kulkeutuvat yhdessä orgaanisten yhdisteiden kanssa vajaveden

mukana rikastumiskerrokseen, missä ne saostuvat maan happamuuden vähenemisen vuoksi (kuva 4.11). Kivennäismaan pintaosan mineraalikoostumus muuttuu rapautumisen edetessä, jolloin helposti rapautuvien mineraalien suhteellinen osuus pienenee ja rapautumista kestävien mineraalien osuus kasvaa.



Kuva 4.10. Rapautumisessa helposti vapautuvan kalsiumin ja magnesiumin jakauma podsolimaannoksessa. Kalsium ja magnesium ovat vähentyneet maannoskehityksen seurauksena huuhtoutumiskerroksesta (E) ja rikastumiskerroksen (B) yläosasta verrattuna muuttumattomaan pohjamaahan (C). Aineisto on Lapin lajittuneilta hiekkakankailla.



Kuva 4.11. Huuhtoutumiskerroksesta (E) rapautumisessa vapautuneet rauta- ja alumiiniyhdisteet saostuvat orgaanisen aineen kanssa rikastumiskerrokseen (B). Aineisto on Lapin lajittuneilta hiekkakankailla.

Rapautumisen määrällinen arvioiminen on vaikeaa, koska rapautumisprosessit ovat hitaita. Emäskationien vapautuminen rapautumisessa onkin kriittisen kuormituksen laskennassa suurin epävarmuustekijä ja samalla tärkein tunnusluku arvioitaessa happamoittavan laskeuman vaikutuksia maaperän ravinteisuuteen.

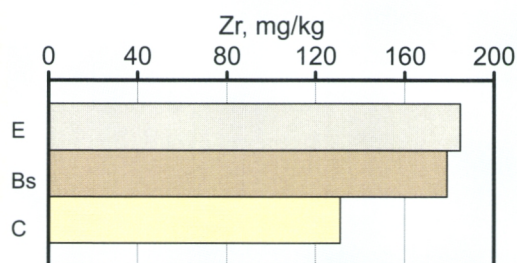
Huutoutumis- ja rikastumiskerroksista rapautumisessa vapautuvan kalsiumin ja magnesiumin määriä selvitettiin sekä nykyisissä oloissa että koko historiallisen maannoskehityksen aikana (noin 10 000 vuotta) Hietajärven valuma-alueella Pohjois-Karjalassa. Hietajärven tutkimuskohteet sijaitsevat osin moreenimailla ja osin lajittuneilla hiekkamaila. Historiallinen rapautuminen arvioitiin zirkoniumin (Zr) hyvään rapautumiskestävyyteen perustuvalla menetelmällä. Zirkoniumia on zirkoni-mineraalissa (ZrSiO_4), joka rapautumista vastaan kestäväenä mineraalina on rikastunut ylimpiin maannoshorisontteihin. Rapautumista kestävien mineraalien suhteellinen osuus kasvaa, koska helposti rapautuvia mineraaleja ja niiden sisältämiä alkuaineita on poistunut huutoutumis- ja rikastumiskerroksista. Zirkoniumin jakauma maannosprofilissa (kuva 4.12) osoittaa, että rapautumisvyöhyke on rajoittunut huutoutumis- ja rikastumiskerroksiin.

Toinen koko maannoskehityksen aikaista rapautumista kuvaava menetelmä perustuu regressiomalliin, jonka lähtötietoina käytetään nykyisiä muutumatonta pohjamaan kalsiumin ja magnesiumin geokemiallisia kokonaispitoisuuksia ja alueen tehoojaa lämpösummaa¹³⁷. Nykyisin rapautumisessa vapautuvat kalsiumin ja magnesiumin määrät arvioitiin PROFILE-mallilla, jonka syöttötietoina käytetään mitattuja tunnuksia kokonaislaskeumasta, valunnasta, kasvien ravinteiden otosta, maan kosteudesta, raekoostumuksesta ja kivennäismaan mineralogiasta^{173, 41}. Mineralogia selvitettiin NORMA-mallilla¹⁷⁶.

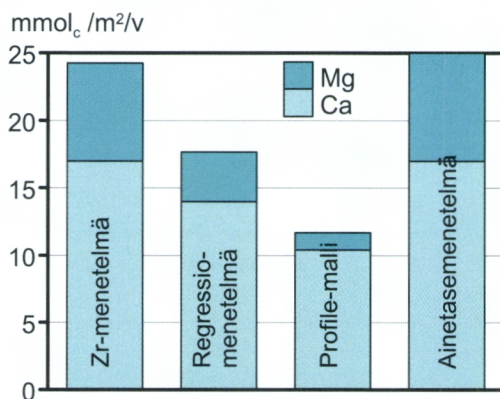
Eri menetelmillä lasketut rapautumisarvot vaihtelevat melko paljon (kuva 4.13). Historiallista rapautumista kuvaavat arvot ovat suurempia kuin nykyistä rapautumista osoittavat arvot. Historiallinen rapautuminen vastaa koko maannoskehityksen aikana vapautuneita kalsium- ja magnesiummääriä keskimäärin vuotta kohti. Rapautuminen oli maannoskehityksen alkuvaiheessa voimakkaampaa, koska helposti rapautuvaa mineraaliainesta oli silloin runsaasti kivennäismaan pinnassa. Eri menetelmillä arvioidut rapautusmäärät vastaavat melko hyvin ainetaselaskelmien perusteella tehtyjä arvioita⁴¹. Hietajärven valuma-alueella, jolla puusto on vanhaa männikköä ja kasvu vähäistä, emäskationien vapautumista voidaan arvioida valunnan mukana poistuvan kalsiumin ja magnesiumin netto-

määrän (poistuvat määrät vähennettyinä laskeuma tulevista määristä) perusteella.

Mineraalien rapautuminen ja laskeuma ovat kalsiumin ja magnesiumin alkuuperäiset lähteet. Kalsiumin ja magnesiumin vuotuinen rapautuminen kivennäismaan pintaosan mineraaleista oli noin 2–3-kertainen verrattuna laskeuman mukana tuleviin määriin. Vuotuinen Ca+Mg -laskeuma Hietajärvellä oli vuosina 1989–1991 keskimäärin $7 \text{ mmol}_c/\text{m}^2$. Kivennäismaan vaihtuva Ca+Mg -määrä oli 20 cm:n paksuisessa pintakerroksessa $314 \text{ mmol}_c/\text{m}^2$. Tämä vaihtuvien kationien määrä oli yli 10-kertainen verrattuna vuosittain rapautumisessa vapautuviin kalsium- ja magnesiummääriin.



Kuva 4.12. Zirkonumpitoisuuden jakautuminen podsolimaannoksessa Hietajärven valuma-alueella (E = huutoutumiskerros, Bs = rikastumiskerros, C = pohjamaa). Zirkonimineraali rikastuu rapautumisen edetessä maan pintakerroksessa.



Kuva 4.13. Kalsiumin ja magnesiumin rapautumisnopeus Hietajärven valuma-alueella. Zirkonium- ja regressiomenetelmät kuvaavat rapautusmääriä koko jääkauden jälkeiseltä ajalta keskimäärin vuotta kohti. PROFILE-menetelmällä lasketut arvot kuvaavat nykyistä rapautumista. Ainetasemenetelmä perustuu valuma-alueelaskelmille. Alueelta poistuvat kalsiumin ja magnesiumin nettomäärät vastaavat pääpiirteissään rapautumista.

HAPPAMOITTAVAN LASKEUMAN VAIKUTUS METSÄMAAN MIKROBISTOON

Pekka Vanhala, Hannu Fritze ja Oili Kiikkilä

Metsien kannalta maan happamoituminen merkitsee muutoksia ravinteiden saatavuudessa. Metsäekosysteemeissä maan mikrobisto hajottaa kuollutta orgaanista ainetta ja vapauttaa siihen sitoutuneita ravinteita uudelleen kasvien käyttöön. Happamoitava laskeuma on haitallista hajutustoiminnalle, joten se häiritsee ekosysteemin ravinnekiertoa, mikä puolestaan heijastuu koko ekosysteemin toimintaan.

Happamoittavan laskeuman vaikutuksia metsämaan mikrobistoon selvitettiin kahdella koealueella, Kevolla ja Itä-Uudellamaalla^{191, 192}. Tavoitteena oli selvittää, miten ja kuinka herkästi maan mikrobiologinen kokonaisaktiivisuus ja mikrobibiomassan määrä reagoivat happamoittavaan laskeumaan.

Kevolla vaikutuksia tutkittiin männyn ja tunturikoivun muodostamassa metsikössä koealoilla, jotka olivat saaneet hapanta sadetusta 8 vuotta¹³¹. Kokeessa käytetyt käsittelyt olivat kuivakontrolli, märkäkontrolli ja kaksi tasoa rikki- ja typpihapposadetusta. Lievä hapan sadetus (pH 4) oli voimakkuudeltaan noin 5-kertainen verrattuna paikalliseen laskeumaan ja noin 2-kertainen verrattuna laskeumaan eteläisessä Suomessa. Voimakas hapan sadetus (pH 3) oli vastaavasti 24-kertainen paikalliseen ja 10-kertainen eteläisen Suomen laskeumaan verrattuna (taulukko 4.1). Alueelta analysoitiin humusnäytteet 40:ltä koealalta.

Itä-Uudellamaalla tutkittiin lievän ja pitkäaikaisen happamoittavan laskeuman vaikutuksia. Tutkimusalue jaettiin kuormitettuun alueeseen ja taustalueeseen¹¹¹. Kuormitettuun alueeseen kohdistunut laskeuma oli pääasiassa peräisin Sköldvikin öljynjalostamosta ja pääkaupunkiseudulta. Samoilta alueilta tehdyissä mittauksissa oli aiemmin havaittu, ettei happamoitava laskeuma ollut aiheuttanut muutoksia maan kemiallisissa ominaisuuksissa⁸³. Alueelta analysoitiin 193 näytettä humuskerroksesta ja kivennäismaasta (0–5 cm).

Molemmilta koealueilta kerätyistä maanäytteistä määritettiin mikrobiologinen kokonaisaktiivisuus mittaamalla näytteiden tuottama hiilidioksidi. Näytteiden kokonaismikrobibiomassa määritettiin mitaamalla adenosiinitrifosfaatti (ATP) -pitoisuus. Kevon kokeen näytteistä määritettiin myös erikseen sienten ja bakteerien osuudet kokonaismikrobibiomassasta näytteiden ergosteroli- ja muramiinihap-pitoisuuksina.

Kevon kokeessa lievä hapan sadetus ei aiheuttanut muutoksia maan kemiallisissa tai mikrobiologisissa ominaisuuksissa. Voimakas happokäsittely aiheutti sen sijaan tyypillisiä happamoitumisoireita maassa. Humuskerroksen pH, kationinvaihtokapasiteetti ja emäskyllästysaste olivat alentuneet sekä kalsium- ja magnesiumpitoisuudet pienentyneet. Liukaisen alumiinin ja raudan määrä oli lisääntynyt. Voimakas vuotuinen hapan sadetus (21,4 kg/ha SO₄-S + 7,3 kg/ha NO₃-N) laski mikrobiologista kokonaisaktiivisuutta keskimäärin 20 % verrattuna kontrollialoihin. Mikrobiaktiivisuus aleni voimakaimmin koealoilla, jotka sijaitsivat karuilla kasvupaikoilla (22 %) ja vähiten koealoilla, jotka sijaitsivat viljavilla kasvupaikoilla (10 %). Happamalla sadetuksella ei ollut vaikutusta humuskerroksen sieni-, bakteeri- tai kokonaismikrobibiomassaan.

Itä-Uudellamaalla mikrobiologinen kokonaisaktiivisuus oli alentunut saastuneella alueella, vaikka maan kemiallisissa ominaisuuksissa ei havaittu muutoksia. Humuskerroksen mikrobiologinen kokonaisaktiivisuus oli keskimäärin 18 % alhaisempi saastuneella alueella kuin tausta-alueella, mutta erot tulivat esiin ainoastaan karuilla kasvupaikoilla. Happamoittavalla laskeumalla ei ollut vaikutusta humuskerroksen mikrobibiomassan määrään, eikä kivennäismaan mikrobiaktiivisuuteen tai mikrobibiomassaan.

Tulokset osoittavat, että hiilen mineralisaatio hidastuu alueilla, joihin kohdistuu voimakas happamoitava laskeuma. Vaikutukset ilmenevät herkimmin karuilla kasvupaikoilla. Mikrobitoiminnan hidastuminen humuskerroksessa voidaan havaita ennen kuin happamoitumisen aiheuttamat muutokset ilmenevät maan kemiallisissa ominaisuuksissa. Tulosten mukaan subarktisilla alueilla maan mikrobisto ei näytä olevan sen herkempää happamoittavalle laskeumalle kuin eteläisemmillä alueilla.

Taulukko 4.1. Sadetuskäsittelyt Kevon kokeella.

Käsittely	SO ₄ -S NO ₃ -N		Yhteensä vuosina 1985-1992, kg/ha	
	kg/ha/v		SO ₄ -S	NO ₃ -N
Märkäkontrolli	0,9	0,2	7,4	1,3
pH 4	4,3	1,4	34,4	10,8
pH 3	21,4	7,3	171,2	58,6

HIENOJUURET JA MAAN OMINAISUUDET

Heljä-Sisko Helmisaari, Tarja Lehto ja Kirsi Makkonen

Juurten rakenne ja toiminta

Metsäpuiden juuristot muodostuvat monivuotisista puutuneista paksujuurista ja lyhytikäisistä hienojuurista. Hienojuuret ovat alle 2 mm:n läpimittaisia. Ohuimmat, läpimitaltaan alle millimetrin mittaiset hienojuuret ovat havupuillamme lähes aina sienijuurellisia eli mykorritsallisia, ja ne muodostavat jopa 90 % juurten kokonaispituudesta. Puut ottavat ravinteita ja vettä pääasiassa hienojuurten ja niiden mykorritsallisten juurenkärkien kautta.

Mykorritsat ovat havupuille elinehto, koska ne tehostavat ravinteiden ottoa lisäämällä huomattavasti juurten pinta-alaa. Mykorritsojen sienirihmasto ulottuu laajalle, ja se voi tunkeutua pienempiin maahuokosiin kuin hienojuuret³². Mykorritsa voi myös lisätä hienojuuren elinikää¹⁵⁴.

Hienojuuria uusiutuu jatkuvasti, sillä yksittäisen hienojuuren elinikä vaihtelee muutamista viikoista muutamaan vuoteen. Hienojuurten nopean uusiutumisen vuoksi suuri osa

metsämaan orgaanisesta aineesta on peräisin kuolleista ja hajoavista hienojuurista.

Paksujuuretkin (läpimitta yli 2 mm) voivat ottaa vettä ja ravinteita, mutta niiden vedenottokyky on heikompi kuin puutumattomien hienojuurten¹⁹⁰. Eri puuyksilöiden paksujuurilla voi olla yhteenkasvettumia, jolloin ne välittävät vettä ja ravinteita puusta toiseen²⁰². Juuriyhteyksien määrä todennäköisesti moninkertaistuu mykorritsojen ansiosta, sillä myös sienirihmastot yhdistävät puita toisiinsa¹³¹. Maanpinnan yläpuolella saman puulajin yksilöt kilpailevat tärkeimmästä ympäristötekijästä valosta, mutta maassa puut voivat muodostaa juuriverkoston, joka ottaa ravinteita koko metsikön puustoa varten.

Hienojuurten biomassan määrää sekä hienojuurten kasvua ja kuolleisuutta tutkittiin vuosina 1986–1996 muutamissa eri puolilla Suomea sijaitsevista metsäkoissa. Hienojuurten biomassan määrittämiseksi nostettiin maasta kairalla määrättilavuisia maakolonneja, joiden sisältämät juuret eroteltiin laboratoriossa pesemällä. Vesipesun jälkeen juuret jaoteltiin mikroskooppia käyttäen eläviin ja kuolleisiin, eri puulajien ja aluskasvillisuuden juuriin (kuva 4.14). Hienojuurten kasvua ja kuolleisuutta arvioitiin nostamalla maakolonneja muutaman viikon väliajoin ja määrittämällä niiden sisältämät elävät ja kuolleet hienojuuret. Hieno-

Kuva 4.14. Hienojuuret eroteltiin maasta pesemällä vedellä. Vesipesun jälkeen hienojuuret jaettiin mikroskooppia apuna käyttäen eläviin ja kuolleisiin, eri kasvilajien juuriin sekä eri läpimittaluokkiin. Kuvat E. Oksanen.



juurten kasvua ja kuolleisuutta selvitettiin myös ns. kasvukolonnimenetelmällä (kuva 4.15). Tällöin hienojuurten annettiin kasvaa maahan upotettuihin kolonneihin, joissa oleva maa oli alkutilanteessa seulottu juurettomaksi. Kolonneihin kasvaneiden juurten ja niissä kuolleiden juurimäärien perusteella arvioitiin juurten uusiutumismoquetta.

Männyn ja kuusen hienojuurten syvyysjakauma

Hienojuurten sijoittuminen eri maakerrokseen riippuu pääosin niiden kasvutavasta ja maan ravinteisuudesta, mutta paljolti myös raekoostumuksesta ja tiiviyydestä, jotka vaikuttavat myös maan lämpötilaan, ilmavuuteen ja kosteuteen. Lisäksi hienojuurten syvyysjakamaan vaikuttaa myös se, miten paljon maan pintakerroksissa on puiden juurten kanssa kilpailevia aluskasvillisuuden juuria.

Kun hienojuurten (läpimitta alle 1 mm) määrä ilmaistaan tiheytenä (esim. g/dm³), kuusella on eniten hienojuuria humuskerroksessa, ja niiden tiheys vähenee nopeasti siirryttäessä syvemmälle kivennäismaahan (kuva 4.16). Maan pintakerroksessa ilmanvaihto turvaa riittävän happipitoisuuden, mikä lämpötilan ja ravinteisuuden ohella vaikuttaa selvimmin kuusen hienojuurten syvyysjakamaan. Männyn

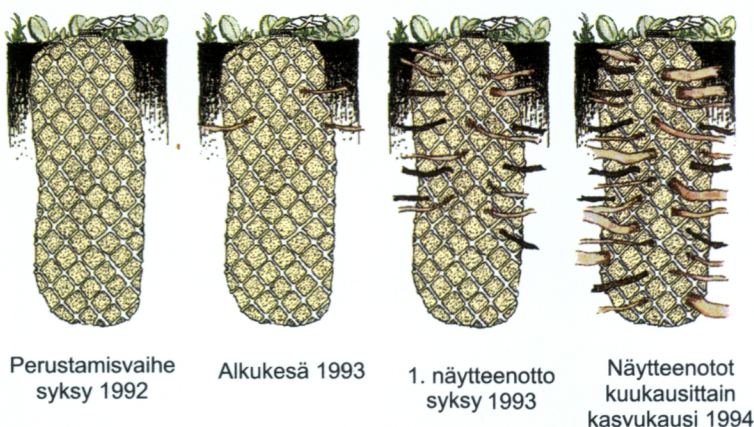
hienojuurista suurin osa on humuskerroksessa ja kivennäismaan yläosassa (kuva 4.16). Pohjois-Suomen äärevässä ilmastossa kuusen hienojuuristo on pinnallisempi kuin Etelä-Suomessa.

Koivun juuret sijaitsevat keskimäärin syvemmällä kuin kuusen ja männyn juuret, joten eri puulajit voivat ottaa vettä ja ravinteita eri maakerroksista^{93, 94}. Sekametsiköissä syväjuurisen koivun juurikäytävät edistävät muiden puulajien juurten tunkeutumista syvemmälle maahan. Näin ollen puulajisekoitus voi tehostaa ravinteiden ottoa maaperästä⁹⁰.

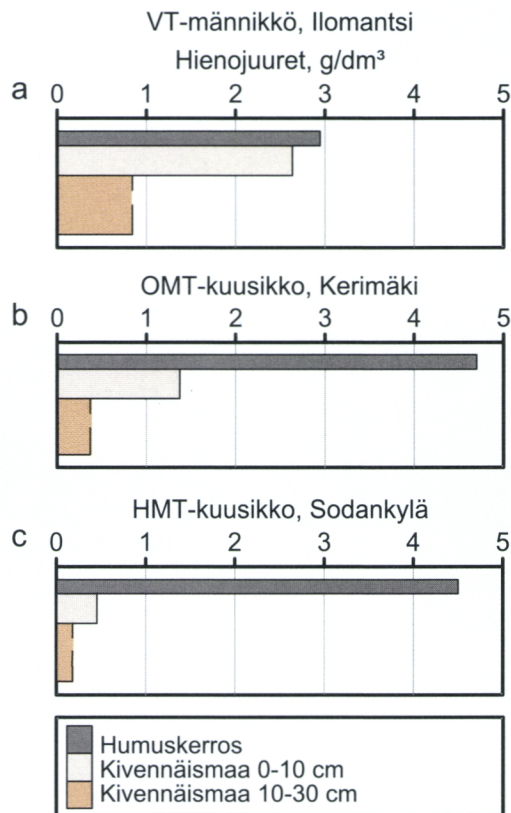
Hienojuurten määrän ja tuotoksen kasvukautinen ja vuotuinen vaihtelu

Säätekijöiden ohella kasvupaikka ja puuston hiilitalous vaikuttavat voimakkaaimmin hienojuurten vuotuisen tuotokseen. Kuusen hienojuurten keski-ikäsi on arvioitu 3–4 vuotta. Noin 10 % sen hienojuurista kuolee ensimmäisen vuoden aikana ja ainoastaan noin 20 % niistä elää kauemmin kuin neljä vuotta⁹⁸. Männyn hienojuurten keskimääräinen ikä vaihtelee muutamista viikoista kahteen vuoteen¹⁰⁵.

Vaikka hienojuurten ja mykorritsojen biomassan osuus on taimikkovaiheen jälkeen suhteellisen pieni – alle 10 % koko puuston



Kuva 4.15. Hienojuurten kasvua ja kuolemista voidaan arvioida ns. juurten kasvukolonneilla. Kolonnit ovat maahan pantaessa juurettomia. Juuret alkavat kasvaa kolonneihin vuoden kuluessa, mutta juurten tiheys kolonneissa lähentelee ympäröivän maan juuritiheyttä tavallisesti vasta kolmantena vuonna¹¹⁰.



Kuva 4.16. Männyn ja kuusen hienojuurten syvyysjakauma.

biomassasta – niiden kasvu ja kehitys kuluttaa suurimman osan puun yhteyttämistä hiilihydraateista^{39, 146, 49}. Kasvun alkaminen määräytyy kasvin fysiologisen tilan ja ympäristötekijöiden, erityisesti maan lämpötilan mukaan¹⁰⁶.

Hienojuurten määrän ja tuotoksen kasvukauden aikaista ja vuotuista vaihtelua tutkittiin Ilomantsin Mekrijärvellä 35-vuotisessa puolukkatyyppin männikössä¹⁰⁹. Tutkimuskauden aikana 1985–1988 hienojuurinäytteitä otettiin 11 eri kertaa. Kullakin kerralla otettiin 20 määrätilavuista näytettä hienojuurten massan määrittämistä varten. Näyte jaettiin kolmeen osaan: humuskerrokseen sekä ylempään (0–10 cm) ja alempaan (10–30 cm) kivennäismaakerrokseen. Hienojuuret erotettiin maasta märkäseulonnalla ja jaoteltiin ulkonäön perusteella – lähinnä värin ja kimmoisuuden mukaan –

eläviin männyn juuriin, eläviin aluskasvillisuuden juuriin ja kuolleisiin juuriin.

Männyn elävien hienojuurten määrän vaihtelu

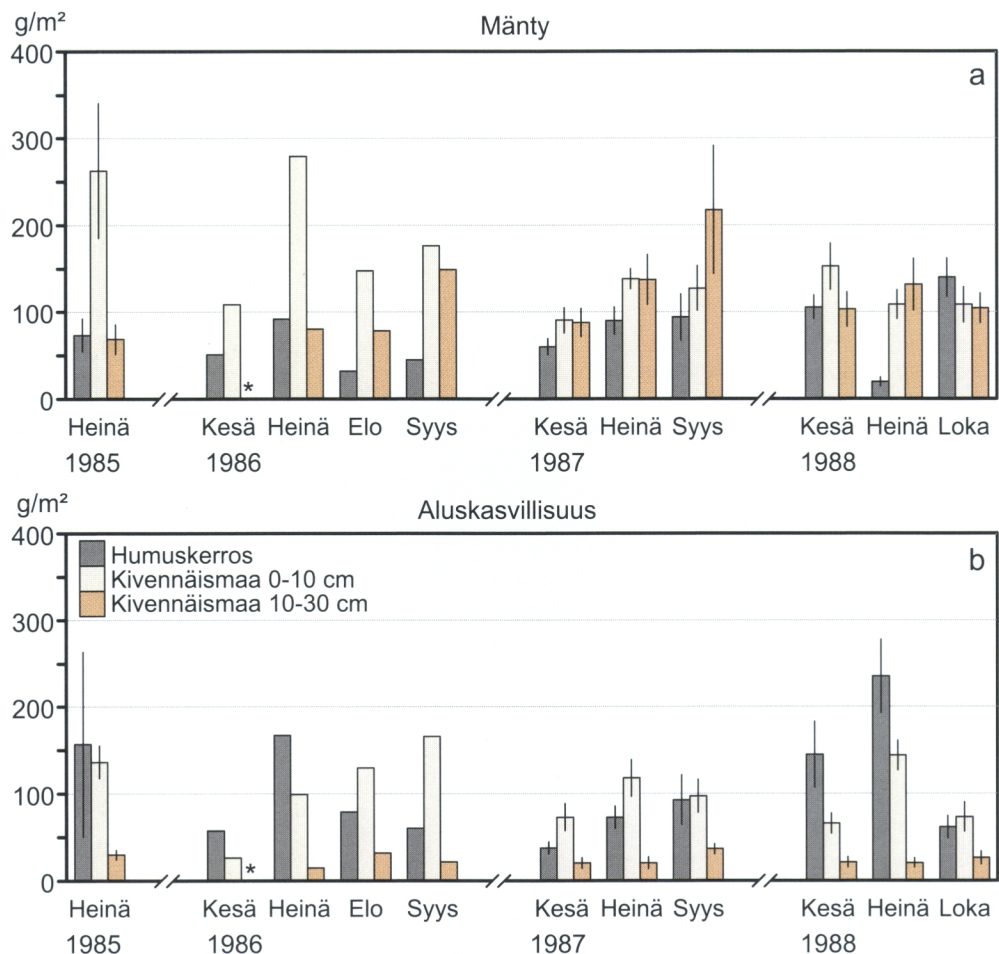
Suurin osa männyn elävistä hienojuurista oli kivennäismaassa välittömästi humuskerroksen alapuolella (kuva 4.17). Niiden määrässä ei ilmennyt selvää kasvukautista vaihtelua, sillä ainoastaan vuonna 1988 humuskerroksen hienojuurten määrä oli heinäkuussa merkitsevästi pienempi kuin kesä- ($p < 0,01$) ja lokakuussa ($p < 0,001$).

Äkillinen männyn juurten väheneminen saattoi olla seurausta maan lämpötilan ja kosteuden muutoksista. Vaikka sadanta ei vuonna 1988 eronnut edellisistä vuosista, kesäkuun puolivälistä heinäkuun loppuun oli poikkeuksellisen lämmintä. Tämän vuoksi männyn hienojuuret saattoivat kärsiä korkean lämpötilan aiheuttamasta kuivuudesta. Hellejaksot nopeuttavat juuriston hengitystä, ja ylläpitohengityksen ja hienojuurten kuoleamisen välillä on voimakas korrelaatio. Lokakuuhun mennessä hienojuuribiomassa oli jo palautunut entiselleen, joten hienojuurten uusiutuminen oli erittäin nopeaa.

Tulokset hienojuurten määrän kasvukautisesta dynamiikasta ovat vaihtelevia olosuhteista riippuen^{59, 81, 144, 198}. Eräissä tapauksissa ei ole havaittu selvää kasvukautista vaihtelua¹⁴³, mutta joskus on esiintynyt yksi¹²¹ tai kaksi⁵⁰ selvää huippua. Yhtenä syynä saatujen tulosten epäsäännöllisyyteen saattaa olla maan ominaisuuksien suuri vaihtelu pienelläkin alueella. Tämä vaihtelu heijastuu juuriston kasvuun ja kehitykseen, sillä hienojuuret hakeutuvat mahdollisimman hyvin kasvuoloihin.

Aluskasvillisuuden elävän hienojuuriston määrän vaihtelu

Aluskasvillisuus koostui pääasiassa varvuista ja heinistä, joiden juuret olivat valtaosin humuskerroksessa tai aivan kivennäismaan pintakerroksessa (kuva 4.17b). Syvemmillä maape-



Kuva 4.17. a) Männyn ja b) aluskasvillisuuden hienojuurten biomassan vaihtelu vuosina 1985-1988 puolukkatyyppin männikössä Ilomantsin Mekrijärvellä¹⁰⁹.

rässä hienojuurten määrä väheni nopeasti. Aluskasvillisuudenkaan juurten määrässä ei ilmennyt selvää kasvukautista tai vuosien välistä vaihtelua.

Kuolleiden juurten määrän vaihtelu

Suurin osa (82 %) kuolleista männyn ja aluskasvillisuuden juurista, ns. nekromassasta sijaitsi humuskerroksessa tai kivennäismaan pintaosassa (0–10 cm). Kuolleiden hienojuurten määrässä ei ollut selvää kasvukautista vaihtelua, mutta vuosien väliset erot olivat huomattavia. Vuosina 1985–1986 kuolleita juuria oli selvästi vähemmän kuin vuosina 1987–1988.

Kuolleita juuria oli humuskerroksessa keskimäärin 1 030 g/m², ylemmässä kivennäismaakerroksessa 1 220 g/m² ja alemmassa kivennäismaakerroksessa 560 g/m². Kuolleiden juurten massa oli suurempi kuin elävien hienojuurten.

Hienojuurten vuotuinen tuotos

Hienojuurten määrän lisäksi tarkasteltiin sekä männikön (sekä männyn että aluskasvillisuuden juuret) että männyn hienojuurten vuotuisesta tuotosta 30 cm:n paksuisessa kivennäismaakerroksessa. Tuotos laskettiin Fairleyn ja Alexanderin³⁶ laskutavan mukaan.

Männikön hienojuurten vuotuinen tuotos vaihteli 346–1 381 g/m² ja vastaavasti männyn hienojuurten vuotuinen tuotos 418–767 g/m² (taulukko 4.2).

Männikön puustobiomassasta alle 10 % oli hienojuuria, mutta puuston vuotuisesta biomassan kokonaistuotoksesta hienojuurten osuus oli noin puolet, mikä ylitti esimerkiksi runkopuun biomassatuotoksen (taulukko 4.2).

Maan ominaisuuksien vaikutus hienojuurten ja mykorritsojen kasvuun

Maan ominaisuudet vaikuttavat hienojuurten ja mykorritsojen kasvuun ja toimintaan sekä suoranaisesti että puiden maanpäällisten osien välityksellä. Juurten kasvunopeus riippuu maaperätekijöistä ja hiilihydraattien sekä ravinteiden riittävydestä puun eri osien kasvuun. Ympäristötekijöillä, kuten maan lämpötilalla ja kosteudella, saattaa olla ratkaiseva vaikutus hienojuurten kasvun ajoittumiseen.

Maan kuivuminen hidastaa varsinkin lähellä maanpintaa olevien juurten kasvua ja aiheuttaa niiden kuolemista⁸¹. Toisaalta maan kuivuminen heikentää puun yhteyttämistä ja muuta aineenvaihduntaa. Juurten elintoiminnot taas ovat riippuvaisia maanpäällisistä osista kulkeutuvista yhteyttämistuotteista, joten pui-

Taulukko 4.2. Puuston biomassan ja vuotuisen biomassatuotoksen jakautuminen ositteisiin 40-vuotisessa puolukkatyyppin männikössä Ilomantsin Mekrijärvellä vuonna 1985^{63, 64}.

	Biomassan jakauma		Biomassatuotoksen jakauma	
	kg/ha	%	kg/ha/v	%
Neulas	4640	25	1600	17–23
Oksat	8390		408	
Kävyt	320		183	
Runko	24780	53	2710	21–29
Kuori	3380		119	
Paksujuuret	7520	14	451	3–5
Hienojuuret	4200	8	4200–7700	44–58

den eri osat ovat sekä toistensa että ympäristötekijöiden kanssa jatkuvassa vuorovaikutuksessa.

Maan lämpötila

Maan lämpötila on Suomen ilmastossa tärkeimpiä juurten kasvua sääteleviä tekijöitä, sillä se vaikuttaa suoraan juurisoluihin ja epäsuorasti maaperän fysikaalisiin, kemiallisiin ja biologisiin ominaisuuksiin. Edellä mainittujen vaikutusmekanismien lisäksi maan lämpötila säätelee juurten kasvua myös ravinteiden saannin kautta: sekä ravinteiden liikkuminen maassa että niiden vapautuminen mikrobien hajoustoiminnassa riippuu lämpötilasta. Hienojuurten kasvu painottuu loppukesään ja alkusyksyyn, joskaan juurten kasvurytmi ei ole kaikissa tapauksissa yhdenmukaista^{145, 37, 109}. Tärkein syy juurten kasvun ajoittumiselle loppukesään on todennäköisesti maan lämpötilan hidas nouseminen kasvukauden aikana. Männyn ja kuusen taimien vesikasvatuskokeissa juuret alkoivat kasvaa vasta yli 8 °C:n lämpötilassa¹⁹³. Mykorritsojen muodostumisesta kylmässä maassa on vähän tietoa.

Veden ja ravinteiden saatavuus

Suomen ilmastossa maan voimakas kuivuminen ei ole kovin yleistä. Yleensä lievän vedenpuutteen seurauksena sekä juurten että verson kasvu vähenee, mutta juurten kasvu ei kärsi yhtä paljon kuin maanpäällisten osien kasvu⁸⁷. Varsinkin metsämaan pintakerrosten kuivuminen on usein syynä hienojuurten kuolemiseen²⁵. Eräissä tapauksissa hienojuurten ja mykorritsojen määrät ovat vähentyneet kuivuuden vuoksi ilman että kuolleisuus olisi lisääntynyt^{96, 97}.

Juurten kuolleisuus ei välttämättä lisäänty kohtalaisen kuivuuden seurauksena, jollei siihen liity muita tekijöitä, jotka vaikeuttavat hiilihydraattipitoisen ravinnon kertymistä juuristoon¹¹³. Esimerkiksi varjostus vähentää suhteellisesti enemmän juurten kuin maanpäällisten osien kasvua heikentämällä juuriin

kulkeutuvien hiilihydraattien määriä¹⁰⁶. Samoin kuin puulajeilla on eroja juurten kasvun reagoinnissa maaperän kuivumiseen, mykorritsoja muodostavien sienilajien välillä on huomattavia eroja siinä, miten ne pystyvät säilymään elossa, kasvamaan ja ottamaan ravinteita kuivassa maassa^{148, 96, 97}.

Jos maa kuivuu nopeasti, juurten turgori-paine laskee, ja juuret kutistuvat. Kutistuminen jättää ilmakerroksen juuren ja maahiukkasten välille, mikä hidastaa veden kulkua. Vaikka hienojuurten lyhytikäisyys tuntuu epätaloudelliselta, 'hyödyttömien' juurten hylkääminen voi olla puulle edullisin tapa hankkia vettä ja ravinteita maasta, jossa veden siirtyminen on hidasta. Juuristokerroksen kuivimmissa kohdissa juurten kuoleminen voi kuluttaa vähemmän puun energiavaroja kuin ylläpitohengitys, juurieritteet ja mykorritsat niissä juurissa, jotka pystyvät vain heikosti ottamaan vettä ja ravinteita. Kauan kuivuutta kärsinyt juuristo voi hyödyntää lisääntyneitä vesivaroja vasta, kun uusia juurenkärkiä alkaa syntyä⁸⁶.

Maan kuivuminen ei edellytä sateetonta jaksoa, sillä sateen määrä on oleellinen. Puustopidäntä on suhteellisesti suurempi pienellä kuin suurella sateella, joten vain riittävä yhtäjaksoinen sade kastelee maaperän. Korkea lämpötila myös lisää sadeveden haihduntaa maan pinnasta.

Karuilla kasvupaikoilla männyt allokoivat suhteellisesti enemmän hiiltä hienojuurten kasvuun ja vähemmän latvuston kasvuun kuin viljavilla kasvupaikoilla^{99, 3, 49}. Typen ja fosforin puutteessa kasvit allokoivat suhteellisesti enemmän hiiltä juuriin kuin versoon, mutta kaliumin, magnesiumin, raudan ja mangaanin puute lisää allokontia versoon juurten kustannuksella³⁴.

Maan ilmatila

Juuret tarvitsevat happea elintoimintojensa ylläpitämiseksi samalla tavoin kuin muutkin kasvinosat. Myös mykorritsasienet ovat ehdottoman aerobisia eli ne käyttävät happea hengi-

tykseensä. Ravinteiden otto kuluttaa myös happea samoin kuin kaikki juurten kasvuun ja ylläpitoon liittyvät toiminnot. Tämän vuoksi riittävä ilmatila maassa on edellytyksenä juurten menestymiselle. Savi- tai hiesumaissa ilmatila voi olla riittämätön, varsinkin jos pohjavesipinta on jostakin syystä noussut.

Maan happamuus

Maan pH:n suoria vaikutuksia juuriin on maastossa vaikea erottaa epäsuorista, koska pH:n muutokset vaikuttavat myös maanpäällisten osien toimintaan, ravinteiden saantiin ja haitallisten aineiden (alumiini, raskasmetallit) liukoisuuteen. Erityisesti happamoitumisen aiheuttaman alumiinin liukoisuuden lisääntymisen pelätään vaurioittavan juuristoa. Laboratoriotutkimuksissa hienojuurten ja mykorritsojen kasvuun haitallisesti vaikuttaneet liukoiset alumiinin pitoisuudet ovat olleet kuitenkin niin korkeita, etteivät alumiinista aiheutuvat haitat ole todennäköisiä (s. 197).

Vuotuinen kasvurytmi

Maan lämpötila ei ole välttämättä ainoa syy loppukesään keskittyvään juurten kasvuun, sillä puiden eri osien sisäsyntyisessä kasvurytmissä voi olla eroja. Puiden maanpäälliset osat kasvavat Suomessa pääasiassa toukokuun alkupuolen ja heinäkuun lopun välisenä aikana, jolloin puu käyttää runsaasti yhteyttämistuotteita näiden osien kasvuun. Maanpäällisten osien kasvun päättyessä puu voi allokoida runsaammin yhteyttämistuotteitaan juurten kasvuun. Männyn juurten kasvu on hyvin rajoittunut verson ja neulasten muodostumisen aikana, mutta lisääntyy välittömästi neulasten pituuskasvun päättyttyä¹⁰⁶. Fordin ja Deansin⁴⁰ mukaan sitkankuusen juurten kasvu oli vähäisintä kesäkuussa, vaikka juurissa oli silloin eniten liukoisia hiilihydraatteja ja tärkkelystä. Sitkankuusen pituuskasvu toukokuun puolivälistä kesäkuun loppuun riippui edellisen

ALUMIININ VAIKUTUS HIENOJUURIIN JA MYKKORITSOIHIN

Sari Janhunen

Alumiinin liukoisuus kasvaa maan happamoituessa, ja eräät sen liukoiset muodot, esimerkiksi Al^{3+} , ovat kasveille voimakkaasti myrkyllisiä. Puiden juurille alumiini on monella tavalla haitallista: tavallisimmin se vähentää juurten pituuskasvua ja haaroittumista ja aiheuttaa korallimaiseksi häiriintyneen kasvutavan²¹. Mykorritsa suojaa juuria raskasmetallien haittavaikutuksilta, mutta alumiinistressissä mykorritsan merkitys riippuu suuresti mykorritsan muodostaneesta sienestä¹⁷⁷.

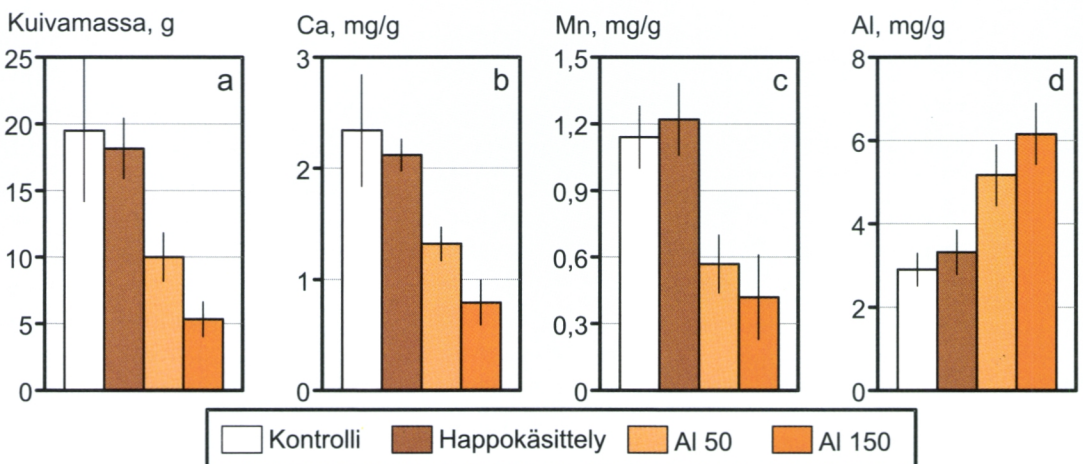
Puiden juurisolukossa alumiini voi nopeuttaa vakuolisoitumista, fenolimaisen aineen kertymistä, uloimpien solukerrosten tuhoutumista sekä mm. solukalvo- ja solulimavaurioita¹²² sekä kalloosin muodostumista⁷⁷.

Altistuskokeessa männyn taimia kasteltiin kahden kasvukauden ajan happamalla, alumiinikloridia sisältävällä ravinneliuoksella, jonka alumiinipitoisuudet olivat 50 ja 150 mg/l. Vapaan alumiinin (Al^{3+}) pitoisuutta 2 mg/l on pidetty hienojuurille myrkyllisenä²⁴. Taimet kasvoivat ulkona kvartsihiekillä täytetyissä muoviruukuissa, ja niitä kasteltiin tarvittaessa altistus- tai kontrolliliuoksilla⁷⁶.

Koetaimien juuret olivat voimakkaasti mykorritsaisia: ensimmäisen vuoden jälkeen elävistä juurenkärjistä oli 49–75 % mykorritsaisia ja toi-

sena vuonna 88–95 %. Alumiini ei vaikuttanut merkittävästi mykorritsojen määrään eikä lyhytjuurten kokonaismäärään, mutta voimakas alumiinialtistus laski juurten kuivamassaa merkittävästi toisen kasvukauden aikana (kuva 4.18). Myös kalsium- ja magnesiumpitoisuudet laskivat merkittävästi alumiinilla altistetuissa juurissa. Todennäköisesti alumiini häiritsi suoraan juurten ravinteiden ottoa, koska alumiini ei aiheuttanut tyypillisiä rakennevaurioita. Altistuksen seurauksena alumiinia kertyi runsaasti juuriin (kuva 4.18) ja onkin mahdollista, että ektomykorritsan pinnalle muodostui alumiinipolyfosfaattikiteitä²⁰⁰, jotka liäsivät sekä juurten alumiini- että fosforipitoisuutta⁷⁶. Hienorakennetarkastelu osoitti, että kahden kasvukauden kuluessa voimakas alumiinialtistus aiheutti lievää vakuolisoitumista mykorritsoissa⁷⁶.

Voimakas mykorritsojen muodostuminen saattoi suojata alumiinin haitallisilta vaikutuksilta, sillä juurissa ei esiintynyt tyypillisiä makroskooppia vaurioita ja mikroskooppiset oireet olivat vähäiset. Tämän tutkimuksen mukaan männyn hienojuuret kestävät voimakasta alumiinistressiä, ja varsinkin luonnonoloissa suorat alumiinin aiheuttamat oireet ovat epätodennäköisiä⁷⁶.



Kuva 4.18. Alumiinialtistuksen vaikutus a) juurten kuivamassoihin, b) juurten kalsiumpitoisuuksiin, c) juurten magnesiumpitoisuuksiin ja d) alumiinin kertyminen altistettujen taimien juuriin.

kesän sääoloista ja tuolloin varastoitujen hiilihydraattien määrästä. Vaikka hiilihydraatteja kulkeutui juuriin samaan aikaan, puut eivät käyttäneet niitä juurten kasvuun, vaan ne jäivät varastoon. Juurten kasvuun käytettävät hiilihydraatit ovat saman kasvukauden yhteyttämistuotteita¹⁸⁹.

Juurten vuotuista kasvurytmiä on selvitetty Juupajoella sijaitsevassa kenttäkokeessa, johon kuului kolme koealaa mustikkatyyppin

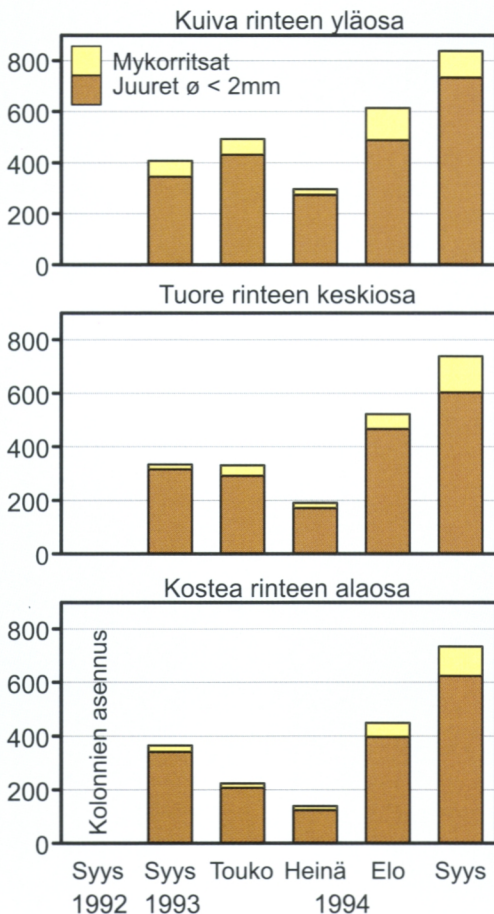
kuusikossa. Koealat sijaitsivat rinteessä, jossa maalaji ja maan kosteus- ja lämpöolot muuttuivat rinteiden suunnassa. Koealoille annettiin tämän mukaisesti nimet kuiva, tuore ja kostea. Samana ajanjaksona juurten kasvua on tutkittu kasvukolonniimenetelmällä (s. 162) myös Jämijärvellä kanervatyyppin männikössä.

Eri näytteenottokerroilla hienojuurten massat erosivat merkittävästi toisistaan (kuva 4.19). Heinäkuussa hienojuurimäärä oli merkittävästi pienempi kuin muina ajankohtina ($p < 0,000$ syys-, elo- ja seuraavan syyskuun osalta, $p = 0,015$ toukokuun osalta) ja lisäksi syyskuun 1993 ($p = 0,038$) ja toukokuun 1994 juurimäärät ($p = 0,001$) erosivat syyskuun 1994 juurimääristä. Koealoista kuiva ja kostea erosivat merkittävästi toisistaan ($p = 0,013$), mutta tuore ei eronnut muista. Siten tässä metsikössä juurten määrä oli vähäisin sillä koealalla, jolla vettä oli melko runsaasti saatavissa, mutta maan lämpötilat olivat alhaisia. Mykorritsojen osalta tulokset seurasivat hienojuurten määriä, paitsi että kuiva koeala erosi merkittävästi myös tuoreesta koealasta, ja lisäksi heinäkuun mykorritsamäärä ei eronnut merkittävästi toukokuun määrästä.

Tässä metsikössä maan alhainen lämpötila näytti rajoittavan juurten kasvua, ja ero oli samansuuntainen kaikilla näytteenottokerroilla kasvukauden aikana. Tosin maan lämpötila ei ollut ainoa tekijä, joka oli erilainen näiden koealojen välillä, mm. maalaji ja sen mukana muut maan ominaisuudet vaihtelivat koealalta toiselle.

Mustikkatyyppin kuusikossa hienojuurten ja mykorritsojen biomassassa väheni toukokuun lopun ja heinäkuun alun välisenä aikana vuonna 1994. Biomassa väheni määrällisesti eniten kuivalla kasvupaikalla. Hienojuuret alkoivat kasvaa vasta heinäkuussa, ja kasvu jatkui syyskuun loppuun saakka. Samana kesänä kanervatyyppin männikössä Jämijärvellä hienojuurten biomassassa alkoi lisääntyä jo kesäkuun alussa (kuva 4.20). Männikössäkin kasvu oli määrällisesti suurinta heinä-elokuussa, ja juuret kasvoivat pitkälle lokakuuhun.

Hienojuuret, kg/ha



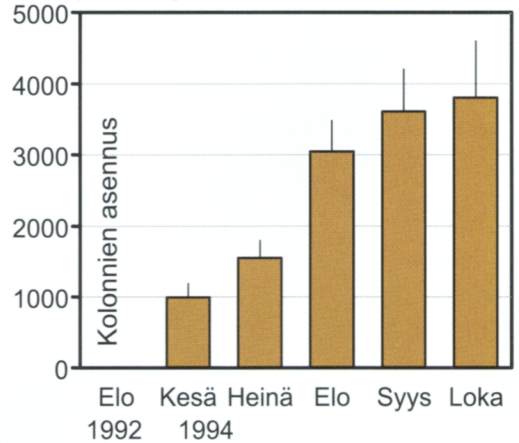
Kuva 4.19. Hienojuurten ja mykorritsojen biomassa juurten kasvukolonneissa 30 cm:n paksuisessa kivennäismaakerroksessa mustikkatyyppin kuusikossa Juupajoella. Kolonnit asetettiin maahan syyskuussa 1992 ja niitä nostettiin eri ajankohtina vuosina 1993 ja 1994.

Hienojuuret ja puuston maanpäällisen osan kasvu

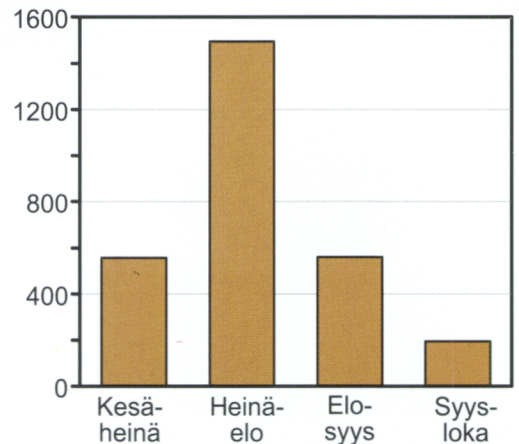
Karun kasvupaikan männikössä Etelä-Suomes- ja Pohjois-Suomen tuoreen kankaan kuusikossa oli paljon enemmän hienojuuristoa puuston maanpäälliseen biomassaan verrattuna kuin Etelä-Suomen viljavassa kuusikossa (taulukko 4.3). Viljavalla maalla puut saavat tarvitsemansa veden ja ravinteet pienemmältä alueelta kuin karulla maalla, ja yksittäisten puiden juuristot ovat suppeampia. Jo vanhastaan tiedetään, että ravinteikkaassa maassa juurten haarautuminen lisääntyy, samalla kun pituuskasvu vähenee. Karulla maalla juurten haaroutuminen on vähäistä, mutta pituuskasvu nopeaa^{93,56} Viljavalla maalla puut kilpailevat varsinkin valosta, kun taas karulla maalla korostuu kilpailu vedestä ja ravinteista⁹⁰.

Karulla kasvupaikalla latvustossa on puutetta tyyppistä suhteessa hiilihydraatteihin, min- kä vuoksi puut käyttävät hiilihydraateista suhteellisesti suuremman osan hienojuuristoon. Viljavalla runsastyyppisellä kasvupaikalla puut tulevat toimeen pienemmällä juuristolla, mutta tällöin häiriötilat, esimerkiksi kuivuus, voivat koetella puita ankarasti, koska haihduttavaa neulasmassaa on runsaasti. Mykorritsat kestävät paremmin kuivuutta kuin hienojuuret, mutta mykorritsanmuodostus on heikointa viljavilla mailla. Varsinkin korkeat typpi- ja fosforipitoisuudet ja korkea pH vähentävät mykorritsojen muodostumista¹³. Pitkinä kuivuusjaksoina etenkin viljavien maiden kuusikoissa hienojuuria ja mykorritsoja voi kuolla runsaasti ja puiden veden ja ravinteiden otto häiriintyä.

Hienojuuret, kg/ha



Hienojuurten kasvu, kg/ha



Kuva 4.20. Hienojuurten biomassa ja kasvu juurten kasvukolonneissa 30 cm:n paksuisessa kivennäismaakerroksessa kanervatyyppin männikössä Jämsäjärvellä. Kolonnit asetettiin maahan elokuussa 1992 ja nostettiin kesä-lokakuussa 1994.

Taulukko 4.3. Puuston runkotilavuus ja tilavuuskasvu sekä neulasten ja hienojuurten biomassa.

Kasvupaikka	VT-männikkö, 40 v Ilomantsi	OMT-kuusikko, 45 v Heinola	HMT-kuusikko, 60 v Sodankylä
Runkotilavuus, m ³ /ha	92	302	61
Tilavuuskasvu, m ³ /ha/v	5,8	16	2,3
Neulasmassa, kg/ha	3600	11800	5900
Hienojuurten biomassa, kg/ha	3750	2100	5300

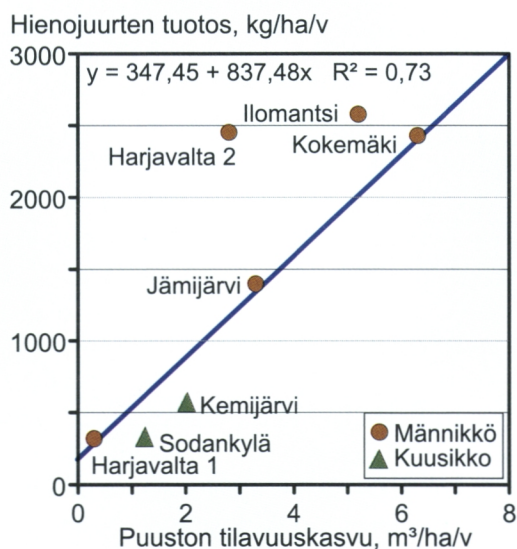
Vähäsateisen tai sateettoman jakson aikana maa kuivuu ensiksi pinnasta, jossa suurin osa hienojuurista on. Syvemmällä olevat juuret voivat osittain korvata humuskerroksen juuria lähinnä veden otossa. Metsämaan ravinteisuus, varsinkin typen määrä, kuitenkin vähenee nopeasti syvemmällä kivennäismaassa. Tämän vuoksi kuivuusvaikutus saattaa olla puulle pikemminkin ravinteiden kuin veden puutetta. Ravinteiden siirtyminen juuria kohti heikkenee jo sellaisessa kosteudessa, jossa veden saanti on vielä riittävä normaalille kasville¹²⁴. Puiden tilapäiset ravinnepuutokset voivat olla pikemminkin kuivuudesta aiheutuvia hienojuuriston ravinteiden oton häiriöitä kuin maan ravinteisuuden muutoksia.

Hienojuurten kuoleminen heikentää puun veden ja ravinteiden ottoa pitkään kuivuuden päättymisen jälkeen. Vanhojen puustojen kasvu voi taantua pitkäksi aikaa kuivien kausien jälkeen¹⁰⁶. Hienojuurivaurioiden heijastuminen puuston maanpäälliseen osaan riippuu siitä, mihin aikaan kasvukautta ne ajoittuvat. Alkukesän hienojuurivauriot ovat puille haitallisim-

pia, koska uuden neulasikäluokan kasvu edellyttää runsaasti vettä ja ravinteita. Nuorimmat neulasikäluokat vastaavat suurimmaksi osaksi puun yhteyttämistä eli kasvuun tarvittavien hiilihydraattien tuotannosta. Esimerkiksi männyllä muiden puunosien kasvu on suoraan verrannollinen nuorimman neulasikäluokan biomassaan ja sen typpimäärään²⁰³. Mikäli muodostuva neulasikäluokka jää pieneksi kuivuuden vuoksi, heijastuu se puiden kasvuun vielä seuraavanakin vuonna.

Loppukesään osuvat kuivuusjaksot voivat vaikuttaa seuraavan vuoden pituuskasvuun. Pituuskasvu määräytyy pääasiassa edellisenä kesänä varastoitujen hiilihydraattien ja edellisenä syksynä kellastuvista neulasista siirtyneiden ravinnemäärien perusteella⁹⁵, ja vain osaksi saman kesän yhteyttämistuotteiden mukaan.

Juuriston veden ja ravinteiden oton tehokkuus säätelee paljolti puuston kasvua. Karussa maassa veden ja ravinteiden otto on sitä tehokkaampaa, mitä nopeammin hienojuuristo kasvaa ja mitä laajemmalle se ulottuu. Puiden hienojuurten kasvun ja maanpäällisen osan kasvun välillä on karuilla kasvupaikoilla positiivinen yhteys (kuva 4.21).



Kuva 4.21. Hienojuurten tuotoksen ja rungon tilavuuskasvun suhde männiköissä ja kuusikoissa.

METSÄEKOSYSTEEMIN TOIMINTA YMPÄRISTÖMUUTOSTEN ILMENTÄJÄNÄ

Heljä-Sisko Helmisaari

Pohjoisessa havumetsävyöhykkeessä metsäekosysteemin toimintaa säätelevät erityisesti ankara ilmasto ja karu maaperä. Näissä oloissa erilaisten häiriötekijöiden kuten äärevien sääolojen, ilman epäpuhtauksien tai metsän käsittelyn vaikutukset liittyvät paljolti ravinteiden saatavuuteen ja ravinnesuhteisiin (s. 84).

Metsäpuut selviytyvät useimmiten tilapäisistä ravinteiden puutostiloista pudottamalla neulasia tai lehtiä ja siirtämällä niiden sisältämiä ravinteita kasvupisteisiin. Vanhojen neulasten pudottaminen ei vähennä mainittavasti yhteyttämistä, sillä jopa 80 % yhteyttämisestä tapahtuu kahta vuotta nuoremmissa neulasissa. Metsäpuiden vasteena pitkäaikaisiin ravinnehäiriöihin on kasvun heikkeneminen ja puun eri osien kasvusuhteiden eli yhteyttämistuotteiden jakosuhteiden muuttuminen. Hiilen jakosuhteet maanalaisiin ja maanpäällisiin osiin vaikuttavat edelleen ravinteiden ottoon.

Monet eri prosessit säätelevät ravinteiden saatavuutta, ja eri ravinteiden merkitys biomassan tuotannossa vaihtelee suuresti. Seuraavassa esimerkissä tarkastellaan ravinnetaseen ja biomassatuotoksen yhteyttä Ilomantsissa sijaitsevassa puolukkatyyppin nuoressa kasvatusvaiheen männikössä.

Ravinnetase ja biomassatuotos

Ravinnevirrat metsäekosysteemiin

Typpeä tulee kasvillisuuden saataville laskeumana ja biologisessa typensidonnassa. Kasvukauden aikana kasvillisuus käyttää laskeumana tulleen typen heti kasvuunsa. Valtaosa typpilaskeumasta tulee talvella lumen mukana. Lumen sulaessa varsinkin helposti huuhtoutuvaa nitraattityppeä voi huuhtoutua pohjavesiin ja vesistöihin. Huuhtoutuminen voimistuu muuttaman vuoden ajaksi myös avohakkuun jälkeen, jolloin kasvien ravinteiden otto on vähäistä.

Puolukkatyyppin nuori männikkö käytti vuotuiseen puuston maanpäällisen osan biomassatuotokseen typpeä noin 30 kg/ha ja hienojuurten biomassatuotokseen noin 25 kg/ha (kuva 4.22). Vuotuinen typpilaskeuma oli noin 3 kg/ha, joka on noin 5 % puuston käyttämästä vuotuisesta typpimäärästä. Männikössä hie- man alle puolet puuston maanpäälliseen osaan sitoutuneesta tyypestä on neulasissa. Neulasten

kasvuun sitoutui tarkasteltavassa männikössä vuosittain typpeä noin 18 kg/ha⁶³.

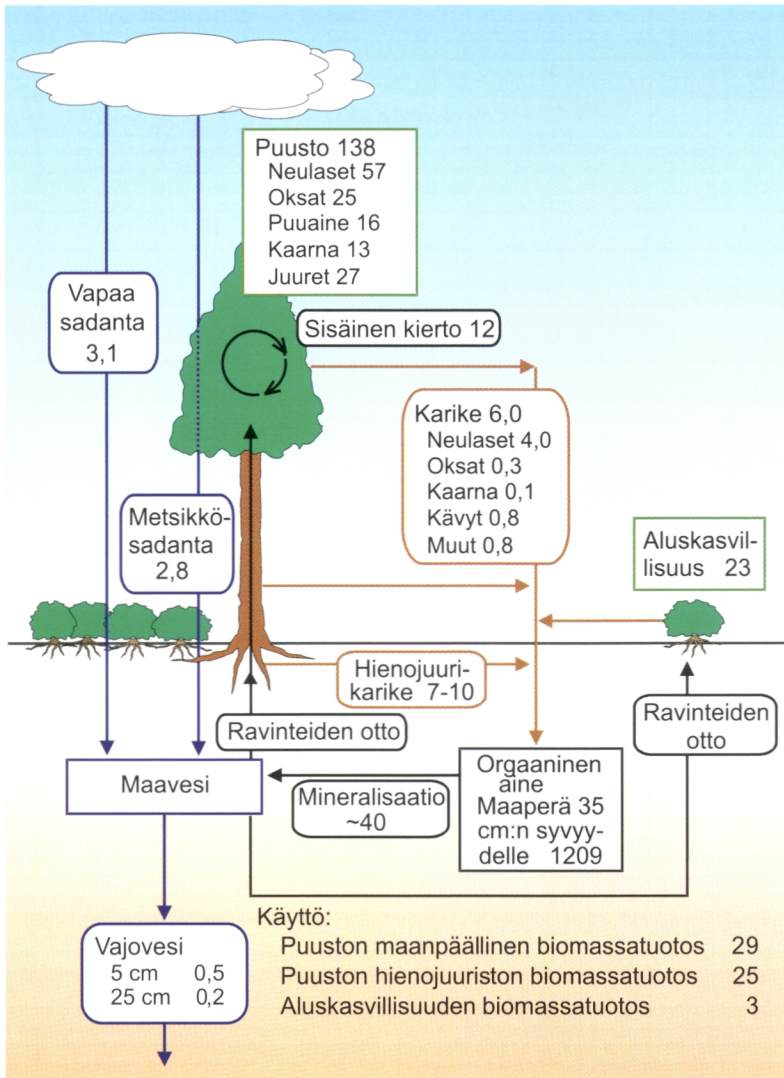
Metsäekosysteemissä pääosa kalsiumista, kaliumista, magnesiumista ja fosforista tulee kasvien saataville rapautumisen tuloksena. Laskeumana näitä ravinteita tulee vain vähän (s. 159). Esimerkiksi tarkasteltavan männikön vuosittain sitomasta magnesiumista vain noin 5 % tuli ilmakehästä (taulukko 4.4).

Laskeuman sisältämien ravinteiden merkitys ravinteiden otossa on suurempi nuoressa taimikossa kuin parhaan kasvuvaiheen puustossa. Taimikossa noin 20 % vuosittain biomassatuotokseen sitoutuneesta magnesiumista tuli sadannassa. Varttunut kasvatusmetsä otti vuosittain typpeä noin 22 kg/ha, josta laskeumana tuli noin seitsemäsosa (taulukko 4.4). Taimikon vuotuinen typen otto oli noin 8 kg/ha, josta hieman alle puolet tuli laskeumana.

Sadevesi huuhtoo latvustosta runsaimmin emäskationeja (kaliumia, kalsiumia ja magnesiumia), joiden määrät metsikkösadannassa ovat monikertaisia vapaaseen sadantaan verrattuna. Kaliumia huuhtoutuu eniten, koska se on vesiliukoinen, ja sitä on runsaasti lehden pintakerroksen soluissa. Kalium oli ainoa ravinne, jota vuosittain palautui latvustosta maahan enemmän huuhtoutumalla (3 kg/ha) kuin karikesadossa (0,8 kg/ha).

Ravinteiden kierto

Ravinteiden biologiseen kiertoon kuuluu ravinteiden otto maasta ja niiden palautuminen kasvien saataville karikkeeseen hajotuksessa. Puuston maanpäällisestä osasta karikkeessa palautui typpeä vuosittain 2–10 kg/ha, ja hienojuurikarikkeessa 7–10 kg/ha (taulukko 4.4, kuva 4.22). Vain pieni osa humuksen orgaanisesta tyypestä voi mineralisoitua yhden kasvukauden kuluessa. Maan typpivarjoista yleensä vain alle prosentti on mineralisoitunutta ja kasveille käytökelpoista. Maaperän eliöstön hajotusaktiivisuudella onkin maan ravinteisuudelle ratkaiseva merkitys, ja häiriöt hajotuksessa heijastuvat koko ekosysteemin toimintaan (s. 160).



Kuva 4.22. Typen määrät (kg/ha) ja kierto (kg/ha/v) puolukkatyyppin nuorena kasvatusvaiheen männikössä Ilomantsissa.

Osa ravinteista palautuu suoraan kellastuvista neulasista uudelleen käytettäväksi ns. sisäisessä kierrossa, joka on kaksivaiheinen⁶²:

1) Syksyllä liikkuvia ravinteita siirtyy kellastuvista neulasista varastoitavaksi nuorempiin neulasiin ja sisäkuoreen talven ajaksi. Neulasten kellastuessa solurakenne rikkoutuu ja makromolekyylit (esim. proteiinit) hajoavat pienemmiksi helposti kulkeutuviksi molekyyleiksi.

2) Keväällä puiden kasvavien osien ravinteiden tarve käynnistää ravinteiden kuljetuksen

talvivarastoista uusiin versoihin ja neulasiin. Ravinteet kulkeutuvat tällöin lähimpään aktiiviseen kasvupisteeseen.

Sisäiseen kiertoon osallistuvat vain ne ravinteet, jotka voivat liikkua puun nilassa. Liikkuvuutensa perusteella ravinteet voidaan jakaa helposti (N, P, K, Mg), keskinkertaisesti (S, Zn, Cu, Fe, B, Mo) ja heikosti (Ca, Mn) liikkuviin ravinteisiin⁶².

Ilomantsin tutkimusmetsäissä kellastuvista neulasista palautui puuhun sisäisessä kierrossa 62–82 % typestä, 75–90 % fosforista,

Taulukko 4.4. Puolukkatyyppin männikön maanpäällisen osan ravinteiden käyttö metsikön eri kehitysvaiheissa Ilomantsissa⁶⁴. Viivat tarkoittavat sisäisen kierron puuttumista ja tähdet puuttuvia tuloksia.

Metsikkö Prosessi	Tuotos	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Fe	B
	kg/ha/v						g/ha/v			
Avoim paikka										
Ravinteiden tulo										
vapaassa sadannassa		3,1	0,2	1,4	1,1	0,23	28	57	119	*
Taimikko, 15 v										
Aluskasvillisuuden										
biomassatuotos	1280	7,6	0,65	1,8	1,6	0,60	280	7	7	2
Puuston biomassatuotos	2010	11,1	1,47	5,7	4,6	1,12	580	54	49	15
Ravinteiden otto maasta		7,8	1,15	4,7	4,4	1,07	190	51	45	14
Ravinteiden palautuminen										
sisäisessä kierrossa		3,3	0,32	1,0	0,2	0,05	390	3	4	1
Ravinteiden palautuminen										
karikkeessa		2,2	0,21	0,5	2,0	0,21	480	27	70	7
Nuori kasvatusmetsä, 35 v										
Aluskasvillisuuden										
biomassatuotos	310	2,9	0,37	0,6	0,9	0,23	180	5	17	3
Puuston biomassatuotos	6140	29,1	4,33	17,4	7,9	3,35	1390	135	253	36
Ravinteiden otto maasta		16,8	2,96	12,9	6,3	3,00	*	128	204	36
Ravinteiden palautuminen										
sisäisessä kierrossa		12,3	1,37	4,4	1,6	0,35	*	7	49	–
Ravinteiden palautuminen										
karikkeessa		6,0	0,41	0,8	5,3	0,66	1200	75	340	14
Varttunut kasvatusmetsä, 100 v										
Aluskasvillisuuden										
biomassatuotos	590	11,6	1,36	3,2	4,6	0,96	550	27	51	27
Puuston biomassatuotos	5930	30,9	4,11	15,2	7,7	4,81	850	143	185	45
Ravinteiden otto maasta		21,9	2,78	11,9	7,5	4,23	840	134	185	37
Ravinteiden palautuminen										
sisäisessä kierrossa		9,1	1,33	3,3	0,2	0,58	10	9	–	08
Ravinteiden palautuminen										
karikkeessa		10,1	0,59	1,5	6,1	1,05	550	81	660	23

73–92 % kaliumista ja 22–65 % magnesiumista⁶². Männikössä puun sisäinen kierto voi tyydyttää jopa 30–50 % typen, 23–37 % fosforin, 17–31 % kaliumin ja 7–20 % magnesiumin vuotuisesta tarpeesta⁶³. Muun osan tarvittavista ravinteista puu saa juurten välityksellä maasta tai laskeumasta suoraan neulasten välityksellä. Esimerkiksi kuivuuden aiheuttamassa ravinnepuutoksessa vanhimpien neulasten kellastuessa ja pudotessa ennenaikaisesti niiden sisältämät

liikkuvat ravinteet siirtyvät uudelleen käytettäviksi. Sisäinen ravinnekierto on puulle eräänlainen puskurimekanismi (kuva 4.23). Se tekee puun vähemmän riippuvaiseksi ravinteiden saannista maasta, joka esimerkiksi kasvun alkaessa voi olla heikkoa roudan vuoksi.

Vaikka sisäisessä kierrossa palautuu suuri osa kellastuvien neulasten sisältämistä tärkeimmistä pääravinteista, ja sisäinen kierto on tärkeä puuston ravinnetaloudelle, karikkeen

mukana maahan palautuvat ravinteet ovat kuitenkin pitkällä tähtäimellä tärkeimmät metsikön kehitykselle. Karikesadon merkitys ravinteiden palauttajana korostuu puuston ikääntyessä. Säätilasta riippuen karikesadon määrä vaihtelee huomattavasti vuosittain.

Ravinteiden käyttö biomassatuotoksessa

Maanpäällinen biomassatuotos oli männyn taimikossa 181, nuoressa kasvatusmännikössä 211 ja varttuneessa männikössä 191 g kuiva-ainetta puuston käyttämää typpigrammaa kohti⁶⁴. Nämä ns. typen tuottavuudet olivat aluskasvillisuuden osalta 169, 107 ja 51 g kuiva-ainetta/g typpeä. Aluskasvillisuus käytti näin puita enemmän typpeä tuotettua biomassayksikköä kohti. Taimikossa aluskasvillisuus käytti jopa 40 % kasvillisuuden maanpäälliseen biomassatuotokseen sitoutuneesta tuestä.

Ravinnekierron prosessien merkitys puiden ravinnetarpeen tyydyttämisessä vaihtelee metsikön iän mukaan. Nuori puusto on herkkä ravinteiden (P, Mg, K) saatavuuden muutoksille maaperässä, koska sisäisessä kierrossa ja karikkeessa palautuu vähemmän ravinteita kuin vanhemmissa metsiköissä (taulukko 4.4).

Varsinkin magnesiumin palautuminen ravinnekierrossa on vähäistä maanpäällisen biomassatuotoksen käyttämiin määriin nähden. Kasvillisuus tarvitsee muita pääravinteita riittävästi suhteessa typpeen. Kun neulasten typpipitoisuudella on selvä laskeva suunta maasamme etelästä pohjoiseen siirryttäessä, puiden Mg/N -suhde on heikoin maan eteläosassa¹²⁸.

Hivenravinteiden saatavuus ei kangasmaillamme yleensä ole ongelma booria lukuunottamatta. Hivenravinteita on runsaasti metsämaassa, ja lisäksi metsikkösadannassa ja karikkeessa palautuu metsämaahan yli 80 % vuotuisen biomassatuotoksen käyttämistä hivenravinteista.

Ravinnetaseen kannalta keskeisin ravinne on typpi, joka rajoittaa kangasmetsien kasvua aivan viljavimpia Etelä-Suomen kasvupaikkoja lukuunottamatta. Laskeuman tuomaa typpeä kertyy vähitellen kasvillisuuteen ja metsämaahan, koska typen häviöt huuhtoutumalla ovat vähäisiä. Vaikka typpilaskeuma on suhteellisen alhainen, metsäekosysteemiin aikaa myöten kertyvä typpi voi aiheuttaa muutoksia metsäekosysteemin herkimpiin osiin, voimistaa ravinteiden epätasapainoa ja vähentää hienojuurten kasvua⁶⁵, mikä puolestaan lisää puiden herkkyttä kuivuudelle.



Kuva 4.23. Talvella 1986/1987 pakkasen aiheuttamien juuristovaurioiden vuoksi männyt siirsivät ravinteita vanhoista neulasista nuoriin kasvaviin osiin normaalia aikaisemmin. Kuva otettu Rovaniemen maalaiskunnan Vanttauskoskelta 22.7.1987. Kuva E. Oksanen.

METSÄEKOSYSTEEMIN TOIMINTA TYPPIKUORMITUKSEN ALAISENA

Aino Smolander, Mikko Kukkola ja Eino Mätkönen

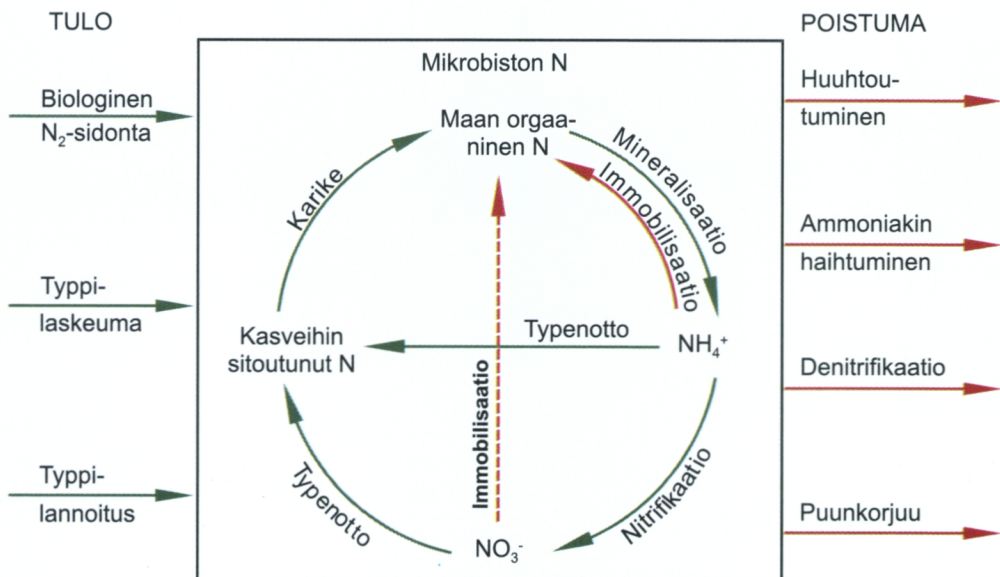
Typen mineralisaatio ja immobilisaatio

Typpipäästöjen vähentäminen näyttää olevan vaikeasti toteutettavissa, joten typpilaskeuman osuus metsäekosysteemin typpitaseessa saattaa edelleen kasvaa. Laskeuman tyypestä on noin 30 % orgaanista tyyppiä ja noin 70 % mineraalittyyppiä, jossa ammoniumtyppiä ja nitraattityppiä on likimain puoliksi⁷⁹. Typpilaskeuman ohella metsämaan typpivaroja voivat lisätä typpilannoitus ja biologinen typensidonta, jonka tuloksena valtaosa metsien typpivaroista onkin alun alkaen kertynyt. Metsämaidemme sisältämästä tyypestä suurin osa on orgaanisessa muodossa. Vuotuisen mineralisaation osuu-

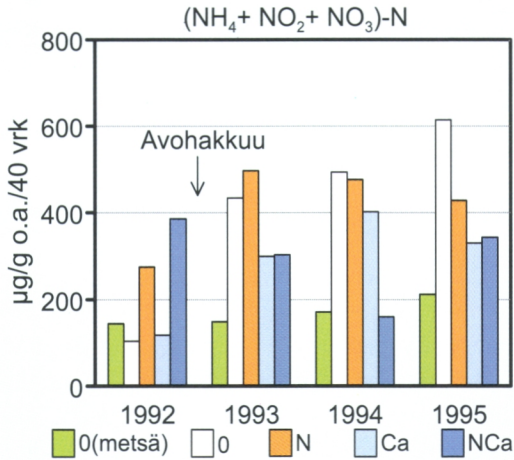
deksi metsämaassa on arvioitu noin 0,5–3,0 % typpivaroista (2 000–4 000 kg/ha) maakerroksesta riippuen, mutta vaihtelu metsiköiden välillä on hyvin suuri¹⁴⁷. Koska maan orgaanisen aineen hajotus ja typen mineralisaatio ovat meillä vallitsevissa oloissa hitaita ilmiöitä, kasveille käyttökelpoisen typen niukkuus rajoittaa usein kangasmetsien kasvua⁸⁹.

Typpilaskeuman seurauksena maaperän typpitase saattaa vähitellen muuttua niin, että mineraalittyyppiä on ylenmäärin muiden ravinteiden tarjontaan ja ekosysteemin toimintaan nähden. Typpilaskeuman pitkäaikaisvaikutuksia on vaikea arvioida, koska laskeuma sisältää useimmiten muitakin vaikuttavia aineita kuin tyyppiä, ja laskeumaa tulee kaikkialle. Tämän vuoksi typen maaperävaikutuksia on pyritty arvioimaan typpilannoituskokeiden avulla¹²⁹.

Typen mineralisaatioissa heterotrofiset mikrobit vapauttavat ammoniumtyppiä orgaanisista typpiyhdisteistä (kuva 4.24), esimerkiksi proteiineista, aminohapoista ja nukleiinihapoista (ammonifikaatio). Tätä ilmiötä tarkasteltaessa puhutaan usein nettomineralisaatiosta, koska osa tuotetusta ammoniumista joutuu vä-



Kuva 4.24. Typen kierto metsäekosysteemissä.



Kuva 4.25. Mineraalitypen $((\text{NH}_4+\text{NO}_2+\text{NO}_3)\text{-N})$ nettomuodostus ennen avohakkuuta (1992) ja sen jälkeen (1993-1995) kuusikon lannoituskokeella Kerimäellä. Kesäkauden keskiarvotulokset toukolokuussa kolme tai neljä kertaa otetuilla maanäytteillä tehdyistä inkubaatiokokeista (40 vrk, 14 °C, kosteus 60 % kenttäkapasiteetista).

Käsittelyt (pH vuonna 1992 ennen hakkuuta):

- 0 (metsä) kontrolli, jota ei hakattu (pH 3,7)
- 0 kontrolli, joka avohakattiin talvella 1992-1993 (pH 3,7)
- N typpilannoitus, yhteensä 860 kg/ha N 30 vuoden aikana (pH 3,6)
- Ca kalkitus, yhteensä 6 000 kg/ha kalkki kivijauhetta 30 vuoden aikana (pH 4,8)
- NCa kalkitus ja typpilannoitus (pH 4,9)

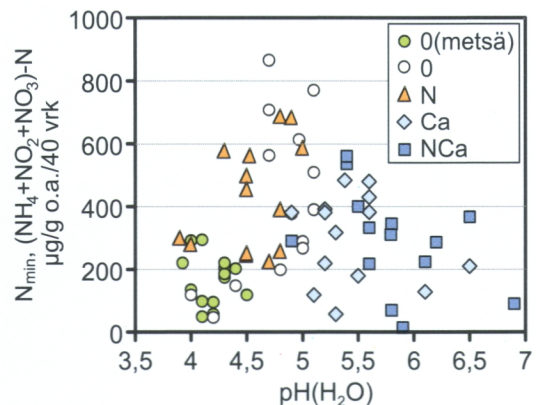
littömästi eliöstön käyttöön eikä pääse kertymään maahan. Pitkäaikainen typen lisääminen lisäsi mineraalitypen nettomuodostusta käenkaali-mustikkatyyppin kuusikossa (kuva 4.25)¹⁶⁵. Avohakkuun jälkeen metsikön aiemat typpilannoitukset eivät kuitenkaan enää vaikuttaneet mineraalitypen nettomuodostukseen¹⁶⁷. Typen mineralisaatio näytti riippuvan maan pH:sta siten, että alemmilla pH-alueilla korrelaatio oli positiivinen ja ylemmällä pH-alueilla negatiivinen (kuva 4.26).

Mikrobien mineralisoidessa typpeä ne samalla sitovat osan vapauttamastaan tyyppistä biomassansa. Mikrobibiomassaan sitoutuneen typen osuus on noin 4–8 % metsämaan humuskerroksen kokonaistyyppistä^{117, 166, 167}. Typpilannoitus vähensi mikrobibiomassan tyyppä ja sen osuutta maan kokonaistyyppistä¹⁶⁶. Ilmiö näytti

riippuvan maan pH:sta, sillä kalkitus korjasi tämän typpilisäyksen haitallisen vaikutuksen.

Mikrobien immobilisoiman typen merkitys typpihäviöiden estäjänä korostuu varsinkin avohakkuun jälkeen ennen kuin kasvillisuus on ehtinyt kehittyä¹⁹⁶. Mikrobibiomassaan sitoutuneen typen määrä lisääntyi hieman avohakkuun jälkeen¹⁶⁷. Jotta mikrobibiomassan merkitystä typen pidättäjänä metsäekosysteemeissä voitaisiin arvioida, pitäisi kuitenkin tuntea typen kierto nopeus.

Hiilen mineralisaatio reagoi usein typpilisäykseen eri tavoin kuin typen mineralisaatio. Näyttääkin siltä, etteivät hiilen ja typen nettomineralisaatiot aina korreloi keskenään^{118, 55, 167}. Pitkäaikainen typpilannoitus vähensi mikrobibiomassan hiilen määrää ja hiilen mineralisaatiota varttuneissa kuusikoissa¹⁶⁶. Typpilisäysten sekä mikrobibiomassaa että hiilen mineralisaatiota vähentävä vaikutus on havaittu useissa metsikkökokeissa^{174, 133}. Hajotustoiminnan hidastuminen saattaa osaksi selittää usein havaitun orgaanisen aineksen kertymisen metsämaahan typpilannoituksen seurauksena^{133, 129}. Typpi-



Kuva 4.26. Mineraalitypen nettomuodostuksen ja maan pH:n suhde kuusikon lannoituskokeella Kerimäellä ennen avohakkuuta ja sen jälkeen otetuissa maanäytteissä. Käsittelyt kuten kuvassa 4.25.

Korrelaatiot:

koko aineisto	$r = 0,05$	$p = 0,687$
$\text{pH} \leq 4,9$	$r = 0,50$	$p = 0,002$
$\text{pH} \geq 4,9$	$r = -0,48$	$p = 0,003$

lisäyksen vaikutus hiilen mineralisaatioonkin näyttää riippuvan maan pH:sta, sillä kalkitus poisti typpilisäyksen hiilen mineralisaatiota vähentävän vaikutuksen¹⁶⁶

Sytä typpilisäysten hiilen mineralisaatiota hidastavaan vaikutukseen ei tiedetä. Kirjallisuudessa on esitetty seuraavia hypoteesejä¹¹⁶: 1) pH:n lasku lannoituksen jälkeen, jota on aiemmin pidetty yhtenä syynä, ei usein ilmene lainkaan tai se on niin vähäinen, ettei se selitä mikrobimuutoksia. 2) Muutokset mikrobiyhteisön rakenteessa ja fysiologiassa saattavat osaltaan hidastaa mineralisaatiota. 3) Helposti hajotettavien yhdisteiden (esim. juurieritteet) väheneminen voi hidastaa hajotustoimintaa. 4) Lisäksi eräiden yhdisteiden hajoamisen hidastuminen voi olla yksi syy. Typpilannoitus lisää karikkeen typpipitoisuutta, ja korkea typpipitoisuus saattaa hidastaa erityisesti hajotuksen loppuvaiheita.

Typen häviöt ja niitä aiheuttavat mikrobitoinnot

Nitraattitypen huuhtoutumista ja kaasumaisten typpiyhdisteiden päästöjä pidetään pääreitteinä typen poistumisessa metsäekosysteemistä. Nitraattityppeä muodostuu nitrifikaatiossa ja kaasumaisia typpiyhdisteitä sekä nitrifikaatiossa että denitrifikaatiossa oheisen kaavion (3) mukaisesti.

Nitrifikaatiolla ymmärretään pelkistyneiden typpiyhdisteiden hapettamista. Pääsääntöisesti nitrifikaatio on olematonta metsämaissamme^{1, 114, 118, 165}, mutta on tilanteita, joissa nitrifikaatio voi voimistua merkittävästi. Kun nitrifikaatioaktiivisuutta on havaittu metsämaissamme, se on ollut autotrofista^{119, 138}. Autotrofiset bakteerit saavat energiansa hapettamal-

la ammoniumtyppeä nitriittitypeksi (ammoniumin hapettajat) ja edelleen nitriittityppeä nitraattitypeksi (nitriitin hapettajat):

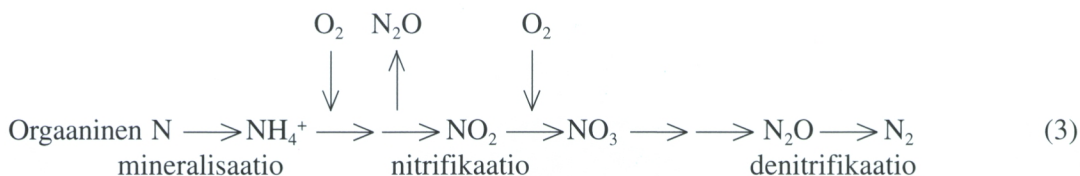


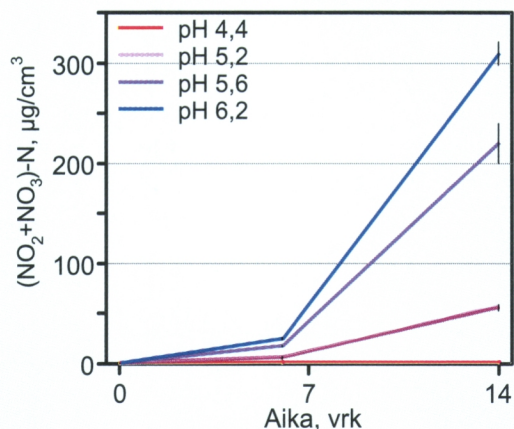
Nitrosospira-sukuun kuuluvia ammoniumin hapettajia on eristetty metsämaistamme.

Nitrifikaatio voimistunee typpikuormituksen seurauksena, koska ammoniumin saatavuus säätelee monesti nitrifikaatiota¹⁹⁷. Nitrifikaatio voimistui merkittäväksi ammoniakki- ja ammoniumlaskeumien seurauksena sekä turkistarhojen lähimetsissä¹¹⁹ että joissakin useaan kertaan typpilannoitetuissa metsämaissa^{1, 165}.

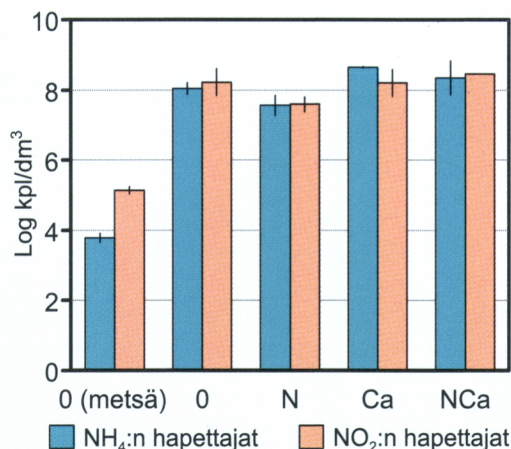
Typpikuormitus ei aina lisää metsämaan nitrifikaatiota, koska vaste typpilisäykseen näyttää vaihtelevan maan pH:n mukaan. Metsämaan nitrifikaatioaktiivisuus ja pH korreloivat positiivisesti alhaisella pH-alueella (noin < pH 5)^{147, 167}. pH siis säätelee nitrifikaatiota ammoniumin saatavuuden lisäksi, joten joissain metsämaissamme nitrifikaatio alkaa typpilisäysten seurauksena vasta kun pH:ta nostetaan esimerkiksi kalkituksella^{149, 165}.

Nitrifikaatiobakteerit on jaettu happamuutta sietäviin ja happamuudelle herkkiin käyttäen kriteerinä nitrifikaatioaktiivisuutta pH 4:ssä²³. Suomessa happamuutta sietävää nitrifikaatiota on todettu turkistarhojen lähimetsissä¹¹⁹. Typpilannoituskokeella ei havaittu happamuudelle herkkiä nitrifikaatiobakteereita, ja nitrifikaatioaktiivisuus lisääntyi pH:n noustessa alueella 4,4–6,2 (kuva 4.27)¹³⁸. Pääsääntöisesti metsämaidemme nitrifikaatio lienee happamuu-



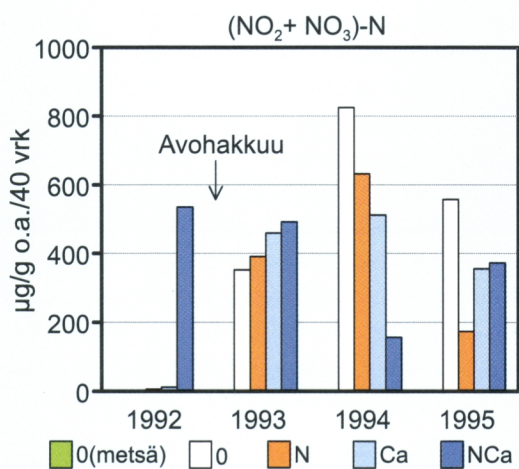


Kuva 4.27. Nitrifikaation pH-riippuvuus laboratorio-kokeessa, jossa Kerimäen kuusikon typpikoealalta vuonna 1995 otettuja maanäytteitä pidettiin jatkuvassa ravistelussa ammoniumsuolaliuoksessa kaksi viikkoa. Keskiarvo \pm keskihajonta.



Kuva 4.29. Nitrifioivien bakteerien lukumäärä Kerimäen kuusikon lannoituskokeen maissa vuonna 1995. Käsittelyt kuten kuvassa 4.25. Keskiarvo \pm keskihajonta.

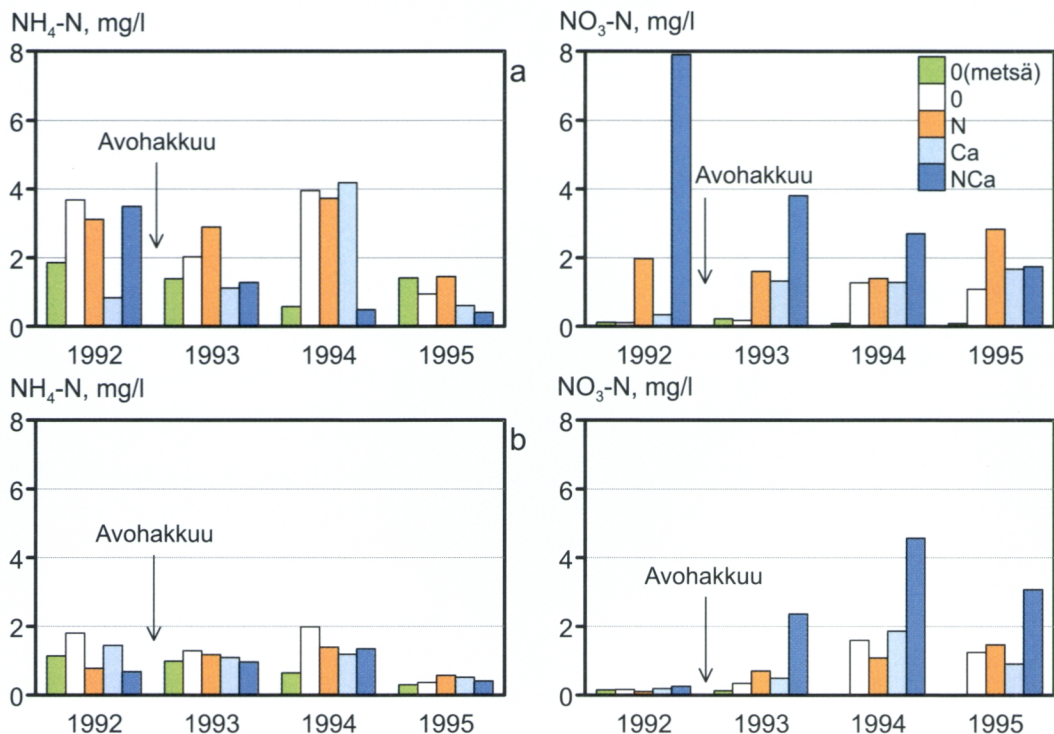
delle herkkää. Metsämaan kalkitusta happamoitumisen torjumiseksi onkin syytä harkita vakavasti etenkin typpilaskeuma-alueilla nitrifikaation voimistumisen ja sitä seuraavan nitraattitypen huuhtoutumisriskin vuoksi.



Kuva 4.28. Nettonitrifikaatio ennen avohakkuuta ja sen jälkeen kuusikon lannoituskokeella Kerimäellä. Kesäkauden keskiarvotulokset touko-lokakuussa kolme tai neljä kertaa otetuilla maanäytteillä tehdyistä inkubaatiokokeista (40 vrk, 14 °C, kosteus 60 % kenttäkapasiteetista). Käsittelyt kuten kuvassa 4.25.

Avohakkuu saa nitrifikaation käyntiin tai lisää sitä useissa metsäekosysteemeissä^{175, 196, 22}. Kuusikon lannoituskokeella, jossa ennen avohakkuuta nitrifikaatio oli aktiivista ainoastaan sekä kalkitulla että typpilannoitetulla koealalla, nitrifikaatio alkoi heti avohakkuun jälkeisenä kesänä kaikilla koealoilla (kuva 4.28). Metsikön aiemmat typpilannoitukset eivät vaikuttaneet nitrifikaatioon avohakkuun jälkeen. Avohakkuun nitrifikaatiota lisäävä vaikutus perustuu osaksi pH:n lieväan kohoamiseen, osaksi typen mineralisaation kiihtymiseen¹⁶⁷. Avohakkuun jälkeen kalkitsemattomassa maassa nitrifikaatioaktiivisuutta sääteli eniten maan pH ja kalkitussa maassa ammoniumin saataavuus eli typen nettomineralisaation nopeus. Osasyynä avohakkuun nitrifikaatiota lisäävään vaikutukseen saattaa olla haihtuvien terpeenien (esim. α - ja β -pineenien) muodostuksen loppuminen lähes täydellisesti verrattuna kasvavaan metsään, sillä terpeenien todettiin estävän nitrifikaatiota¹³⁹. Nitrifioivien bakteerien lukumäärät selittivät koealojen välisiä eroja; metsikössä ammoniumia hapettavia bakteereita oli vajaa 10 kpl/cm³ ja avohakatulla alalla noin 100 000 kpl/cm³ maata (kuva 4.29).

Nitrifikaatiota voidaan pitää ei-toivottavana ilmiönä metsämaissa, koska se happamoit-



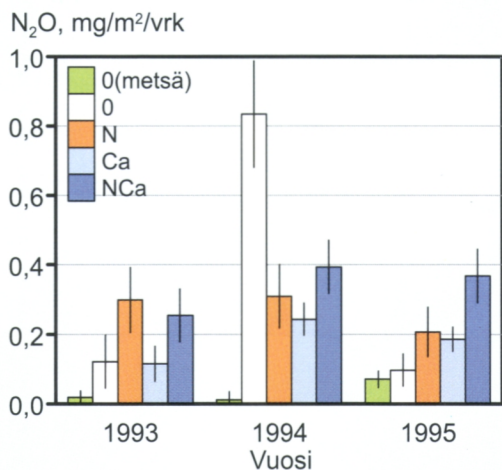
Kuva 4.30. Vajoveden typpipitoisuuksia Kerimäen kuusikon lannoituskokeella ennen avohakkuuta ja sen jälkeen. Kesäkauden keskiarvotuloksia a) humuskerroksen alta ja b) 20 cm:n syvyydestä kivennäismaasta otetuista näytteistä. Käsittelyt kuten kuvassa 4.25.

taa maata (s. 177), ja lisäksi nitraattityppi huuhtoutuu herkästi, mikä myös edistää maan happamoitumista. Kuusikon lannoituskokeella humuskerroksen alta kerätyn vajoveden kokonaistyyppi- ja erityisesti nitraattityppipitoisuudet olivat korkeimmat typpilannoitetuilla koelaloilla (kuva 4.30)¹⁶⁵. Nitrifikaatio heijastui selvimmin humuskerroksen alta kerätyn vajoveden nitraattityppipitoisuuksissa sekä kalkitulla ja typpilannoitetulla koelallalla. Kivennäismaan vajoveden nitraattipitoisuuksiin typpilannoitus ei aiheuttanut havaittavia muutoksia.

Orgaanisen typen osuus typen huuhtoutumisessa voi olla merkittävä^{156, 165}. Kuusikon lannoituskokeella sen pitoisuudet vaihtelivat 3–5 mg/l humuskerroksen alta ja 2,0–3,5 mg/l 10 cm:n syvyydestä kivennäismaasta kerätystä vajovedessä, ja lannoittamattomasta maasta tyypestä yli puolet huuhtoutui orgaanisena¹⁶⁵. Erityisesti suurimolekyylisten yhdisteiden

(> 10 000 D) osuus vähentyi syvemmissä maakerroksissa. Vaikka typpilannoitus lisää typen huuhtoutumista, näyttää siltä, että suurin osa lannoitteenakin lisätystä tyypestä pidättyy metsäekosysteemiin, ja huuhtoutuminen on suhteellisen vähäistä^{123, 2, 165}.

Avohakkuu on useissa tutkimuksissa lisännyt typen huuhtoutumista^{175, 196, 22}. Tässä lehtomaisen kankaan kuusikossa avohakkuu ei aiheuttanut selviä muutoksia vajoveden ammoniumtypen pitoisuuksiin (kuva 4.31). Nitraattitypen pitoisuudet nousivat kivennäismaasta kerätystä vajovedessä, mutta pitkäaikainen typpilannoitus ei pysyvästi lisännyt nitraattitypen pitoisuutta avohakkuun jälkeen. Ruotsalaisessa tutkimuksessa aiempi typpilannoitus lisäsi nitraattitypen huuhtoutumista männikössä avohakkuun jälkeen, kun typpilisäys oli huomattavan suuri (yli 1 000 kg/ha)¹⁵⁵. Typpilannoitetulla ja kalkitulla koe-



Kuva 4.31. Dityppioksidipäästöt Kerimäen kuusikon lannoituskokeella. Kesäkauden keskiarvotulokset touko-lokakuussa tehdyistä kenttämittauksista. Käsittelyt kuten kuvassa 4.25. (Martikainen, Nykänen ja Smolander).

alalla nitraattityppipitoisuudet kuitenkin laskivat humuskerroksen alta kerätysssä vajovedessä, mutta nousivat voimakkaasti kivennäismaan vajovedessä.

Toinen reitti typen häviöihin metsäekosysteemistä on denitrifikaatio, jossa muodostuu voimakkaana kasvihuonekaasuna tunnettua dityppioksidia (s. 36). Lisäksi dityppioksidia voi muodostua nitrifikaation sivutuotteena etenkin happamissa ja vähähappisissa maissa¹¹⁵. Denitrifikaatiolla ymmärretään typen hapettuneiden muotojen, yleensä nitriitin ja nitraatin, pelkistymistä kaasumaisiksi typpi yhdisteiksi, ensin typpioksidiksi (NO), sitten dityppioksidiksi (N₂O) ja lopulta molekulaariseksi typeksi (N₂). Denitrifikaatiossa pääasiassa fakultatiivisesti anaerobit bakteerit käyttävät energian tuotokseen nitraattia lopullisena elektronin vastaanottajana hapen sijasta, joten maan alhainen happipitoisuus suosii denitrifikaatiota. Lisäksi kaikki ympäristömuutokset, jotka edesauttavat mineraalitypen muodostumista, parantavat samalla denitrifikaation edellytyksiä. Denitrifioivat mikrobit ovat sopeutuneet happamaan elinympäristöön¹⁴¹, vaikka alhainen pH rajoittaa niiden aktiivisuutta^{125, 149}.

Huolimatta kangasmetsiemme suuresta pinta-alaosuudesta niillä on vähemmän merkittävää (5 %) typenoksidien kokonaispäästöissä kuin soilla ja maatalousmailla¹²⁰. Lehtomaisen kankaan kuusikossa denitrifikaatioaktiivisuus oli avohakkuun jälkeen huomattavasti suurempaa kuin ennen hakkuuta^{149, 138}. Sama todettiin N₂O-päästöjen kenttämittauksissa: päästöt olivat suurempia avohakkuualalla kuin metsikössä (kuva 4.31)¹²⁰.

Avohakkuun jälkeisenä kesänä N₂O-päästöt olivat suurimmat typpilannoitetuilla koealoilla, mutta tätä ilmiötä ei havaittu myöhemminä kesinä. Hakkuualankin N₂O-N-päästöt olivat varsin pieniä, suuruusluokaltaan yleensä alle 0,5 kg/ha vuodessa. Määrät olivat samaa luokkaa kuin turkistarhojen lähimetsissä¹²⁰. Sekä lannoituskokeella että turkistarhojen lähimetsissä typpikuormitus oli sama, noin 30 kg/ha vuodessa. Näyttää siis siltä, etteivät suuretkaan typpilisäykset aiheuta todella merkittäviä N₂O-päästöjä havumetsissämme.

Laboratoriokokeet osoittivat, että metsikkökoealan olematonta denitrifikaatiota selitti nitraatin puute¹³⁸. Avohakkuualalla denitrifikaation päätuote oli N₂, kun taas metsikössä nitraatin lisäyksellä käyntiin saatetun denitrifikaation lopputuotteeksi jäi valtaosin N₂O. Tämä johtunee osaksi siitä, että alhainen pH nostaa N₂O/N₂-suhdetta eli happamimmissa maissa N₂O on päätuote¹¹⁶. Valitettavasti tästä voidaan päätellä, että jos happamalla typpilaskeuma-alueella denitrifikaatio voimistuu, sen pääasiallisena lopputuotteena muodostunee voimakasta kasvihuonekaasua, N₂O:ta.

Avohakkuu lisää ilmeisesti molempia typenhäviöitä mahdollistavia mikrobitoimintoja, nitrifikaatiota ja denitrifikaatiota. Toisaalta mikrobistolla on tärkeä rooli myös typen pidättäjänä ekosysteemissä. Typen sitoutuminen mikrobistoon voi olla jopa kasvien typen ottoa tärkeämpi mekanismi estämään avohakkuun jälkeistä typen poistumista ekosysteemistä¹⁹⁶. Mikrobien rooli typen sitoutumisessa on hyvin merkittävä ainakin heti avohakkuun jälkeen, ennen kuin kasvillisuus kehittyi hakkuualalle¹⁶⁷.

Typen saatavuus ja biomassan tuotos

Kasvien typen saanti heikkenee etelästä pohjoista kohti siirryttäessä maan orgaanisen aineen hajotustoiminnan hidastumisen vuoksi. Myös vuotuinen typpilaskeuma vähenee samassa suunnassa etelärannikon noin 10:stä kg/ha Pohjois-Lapin noin 2:een kg/ha, joten typen niukkuus muihin ravinteisiin verrattuna korostuu Pohjois-Suomen metsissä. Lisääntynyt typpilaskeuma muuttaa vähitellen metsiköiden ravinnetasetta. Typen puutteen vallitessa typpilaskeuma ilmeisesti lisää metsien kasvua, jollei laskeumaan liity muita haittavaikutuksia. Toisaalta käyttökelpoisen typen lisääntymisen voidaan olettaa vinouttavan herkimmin ravinteita viljavimmilla kasvupaikoilla, joilla typpeä on luontaisesti runsaasti moniin muihin ravinteisiin verrattuna.

Typpitaseen vähittäisen muuttumisen vaikutuksia puuston kehitykseen on arvioitu erilaisissa ilmasto-oloissa sijaitsevien pitkäaikaisten lannoituskokeiden avulla⁴. Seuraavassa tarkas-

tellaan tilannetta kolmen koemetsikön avulla, jotka sijaitsevat Sodankylän pohjoisosassa, Kemijärvellä ja Heinolassa (taulukko 4.5). Toistuneina lannoituksina noin 30 vuoden aikana annettu typpimäärä oli Sodankylän kokeella noin 8-kertainen, Kemijärven kokeella noin 6-kertainen ja Heinolan kokeella noin 5-kertainen nykyiseen typpilaskeumaan verrattuna. Maaperänsä puolesta kaikki kohteet ovat suhteellisen viljavia kasvupaikkoja.

Puuston kasvu on yleensä kiinteässä riippuvuudessa neulasmassaan ja sen sisältämän typen määrään. Tutkimusjakson aikana typplisyys lisäsi runkopuun kasvua Sodankylän kokeella 81 % ja Kemijärven kokeella 56 %. Heinolan lehtomaisella kankaalla runsas typen tarjonta ei lisännyt lainkaan runkopuun kasvua, mutta sen sijaan oksa- ja neulasmassan määrä lisääntyi ja neulasten typpipitoisuus nousi (taulukko 4.5). Neulasten ravinnepitoisuuksien ohjearvoihin verrattuna typpipitoisuudet eivät kuitenkaan olleet haitallisen korkeita⁷⁸. Tässä tapauksessa muiden ravinteiden saatavuus, lähinnä fosforin ja boorin niukkuus, saattoi vaikuttaa biomassatuotoksen ohjautumiseen.

Taulukko 4.5. Pitkäaikaisen typplisyyden aiheuttamia muutoksia puuston maanpäällisen osan biomassatuotoksessa ja typen käytössä kuusikoiden lannoituskokeissa.

	Sodankylä		Kemijärvi		Heinola	
	-N	+N	-N	+N	-N	+N
Metsätyyppi	HMT		HMT		OMT	
Puuston ikä kokeen alussa, v	60		29		12	
Kokeen kesto, v	29		30		34	
Typplisyys, N kg/ha/v	–	25,9	–	25,9	–	34,1
Puuston kasvu kokeen aikana, m ³ /ha/v	1,4	2,6	2,1	3,2	10,8	10,7
Puuston tilavuus kokeen päättyessä, m ³ /ha	56,3	96,6	63,8	97,5	304,5	282,9
Puuston biomassa kokeen päättyessä, kg/ha	39300	57800	48600	73000	144800	147450
Runkopuu kuorineen	24110	38210	27640	42780	107300	104140
Oksat	10360	13580	14090	18800	23220	26100
Neulaset	4830	6010	6870	11420	14280	17210
Puuston biomassan tuotos kokeen aikana, kg/ha/v	935	1445	1655	2595	5230	5510
Typen sitoutuminen biomassatuotokseen kokeen aikana, kg/ha/v	3,0	5,0	6,0	10,4	17,3	19,5
Neulasten typpipitoisuus kokeen päättyessä, g/kg	10,0	9,9	10,4	10,8	12,3	15,4
Typen tuottavuus, g biomassaa/g N	310	290	280	250	300	280
C/N-suhde humuskerroksessa	47	36	42	39	25	22

Nykyisen typpilaskeuman määrän moninkertaisesti ylittänyt pitkäaikainen typpikuormitus lisäsi puuston maanpäällisen osan kokonais- tuotosta ja samalla typen kertymistä siihen. Myös aluskasvillisuuden biomassatuotos kasvaa typpilisäyksen vaikutuksesta¹²⁷. Nämä tulokset osoittavat, että hyvän kasvuvaiheen kuusikot voivat viljavillakin mailla sitoa metsikön ravin- nekiertoon huomattavan määrän lisää typpeä ilman nopeasti ilmeneviä haittavaikutuksia.

Metsikön biomassatuotoksen lisääntymisen myötä myös karikesato ja sen seurauksena maan orgaanisen aineen määrä ja typpivarat kasvavat¹²⁹. Pääosa lannoitteena lisätystä ty- pestä tavataan maasta, sillä puuston pitkä- ikäisiin osiin typpeä sitoutuu suhteellisen vähän. Typen jatkuva kertyminen maahan merkitsee kuitenkin potentiaalista happamoitumisriskiä.

METSÄEKOSYSTEEMIN TOIMINTA RASKAS- METALLIKUORMITUKSEN ALAISENA

Raskasmetallien kuormittamia alueita

Heljä-Sisko Helmisaari

Pohjoisilla alueilla on useita metallisulattoja, joiden lähiympäristön kasvillisuus on tuhoutunut korkeiden rikkidioksidipitoisuuksien, ras- kasmetallien aiheuttamien ravinnehäiriöiden tai juuri- ja mykorritsavaurioiden vuoksi^{44, 45, 134, 101, 46, 102}. Kuolan niemimaalla on laajoja ras- kasmetallien saastuttamia alueita, joilta metal- lisulattojen päästöjen vaikutukset tunnetaan Itä-Lapin metsävaurioprojektin ansiosta¹⁷⁸. Suurin osa Kuolan niemimaan sulattojen met- allipäästöistä on levinnyt alle 40 km:n etäisyy-

delle sulatoista, mutta ulompi vaikutusvyöhyke ulottuu Suomen puolelle Inarin itäosiin. Vas- taavia tuloksia metallisulattojen ympäristövai- kutuksista on saatu Kanadan Sudburysta⁷²

Suomessakin on muutamia teollisuus- paikkakuntia, joilla raskasmetallipäästöt ovat vaurioittaneet metsiä vuosikymmenten ajan. Raskasmetalleja kertyy metsämaahan lähinnä hiukkasmaisen pölyn muodossa, jota metsä- kasvillisuus kerää tehokkaasti. Pitkään jatku- neella raskasmetallikuormituksella on myrky- vaikutuksia maaperän eliöstöön, puustoon ja aluskasvillisuuteen.

Harjavallan kuparisulatto aloitti toimin- tansa vuonna 1945 ja nikkelin tuotanto alkoi vuonna 1960. Kupari- ja nikkelimalmi sisältää rikkiä, raskasmetalleja ja arseenia. Rikki pää- see ilmaan rikkidioksidina (SO_2) ja raskasme- tallit sekä arseeni savukaasujen hiukkasiin si- toutuneena. Matalista piipuista johtuen valta- osa päästöistä on levinnyt suppealle alueelle, alle 5 km:n etäisyydelle sulatoista. Vuoden 1994 elokuussa otettiin käyttöön uusi 140 m korkea piippu.

Sulaton toiminnan alkuvaiheessa 1940- luvun lopulla rikkiä ei otettu lainkaan talteen, vaan se päätyi ympäristöön (noin 30 000 t/v SO_2). Rikkihappotehdas perustettiin vuonna 1947, jolloin aloitettu rikin talteenottaminen pienensi tuntuvasti rikkidioksidipäästöjä. Myö- hemmin, varsinkin 1990-luvulla, rikkidioksidi- päästöjä on pienennetty edelleen prosessi- teknisin toimenpitein. Uusi korvaava rikkihap- potehdas vähensi rikkidioksidipäästöjä niin, että tuotannon laajennuksen jälkeen vuonna 1995 päästöt olivat noin 3 300 t (taulukko 4.6).

Tehtaan pölypäästöistä 1940–1970-lu- vuilla ei ole luotettavia tietoja. Tuotantomää- rien perusteella arvioituna vuotuiset pölypääs- töt ovat olleet vuosina 1945–1984 vuoden 1985 tasoa tai pienemmät¹⁵⁷. Viime vuosina pölypäästöjä on pienennetty uusilla suodatti- milla, joista ensimmäinen ja toinen otettiin käyttöön vuosina 1990 ja 1991 sekä kolmas elokuussa 1994 (taulukko 4.6). Pölypäästöt olivatkin vuonna 1995 vain 70 t eli alle 10 %

Taulukko 4.6. Rikkidioksidi-, pöly- ja raskasmetallipäästöt Harjavallan kupari- ja nikkelisulatosta vuosina 1985–1997 (arseeni ja elohopeapäästöt vuosilta 1993–1997). Lähde: Outokumpu Harjavalta Metals Oy.

Vuosi	SO ₂	Pöly	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	As	Hg
					t/v				
1985	8000	1100	98	47	216	55	1,7		
1986	7500	1200	126	46	232	60	7,1		
1987	7000	1800	140	96	162	94	3,9		
1988	8000	1000	104	45	103	48	3,2		
1989	9500	1000	80	33	190	70	3,6		
1990	8800	960	80	31	160	80	4,2		
1991	5200	640	80	14	90	45	1,6		
1992	4800	280	60	10	12	9	1,0		
1993	4700	250	50	7	13	6	0,9	11	0,015
1994	5000	190	40	6	6	3	0,6	5	0,011
1995	3300	70	17	1,4	1,7	0,5	0,02	0,2	0,001
1996	3200	195	49	1,2	5,3	1,9	0,23	4,2	0,014
1997	3000	360	70	3	14	4	0,3	10	0,004

vuoden 1990 päästöistä. Vuosina 1996 ja 1997 pölypäästöt olivat teknisistä ongelmista johtuen jälleen samaa tasoa kuin ennen viimeisimpien suodattimien asentamista. Nikkelin osuus päästöistä on vähentynyt viime vuosina kupariin verrattuna. Vuosina 1985–1990 Cu/Ni-suhde vaihteli sulaton päästöissä 1,5:stä 2,7:ään (keskiarvo 2,3), mutta vuonna 1992 se kasvoi 6,0:aan, ja on kasvanut edelleen (vuonna 1995 12,0).

Harjavallan lannoitetehtas päästi ympäristöön epäpuhtauksia 1980-luvulla vuoteen 1989 saakka, esimerkiksi vuonna 1987 typpi-yhdisteitä 600 t typpidioksidina (Harjavallan sulatosta samana vuonna 125 t), kloridia 30 t, fluoridia 0,8 t ja fosforia 1 t. Vuonna 1995 sulatossa aloitettiin ammoniumsulfaatin valmistus neutraloimalla malmista saatavaa rikkihappoa ammoniakilla.

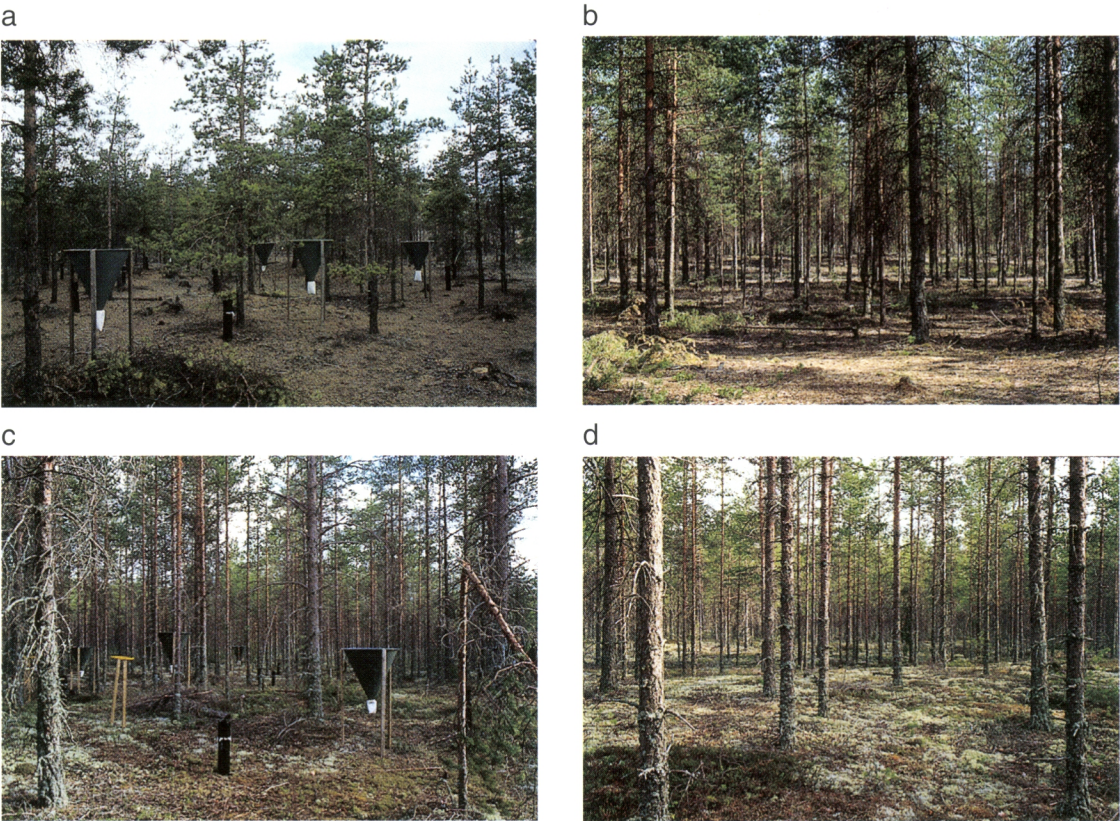
Vuonna 1992 perustettiin neljä männikökoetta 0,5, 2, 4 ja 8 km:n etäisyyksille Harjavallan kupari- ja nikkelisulatosta (s. 203). Näiden metsiköiden lisäksi yksi tutkimusmetsikkö sijaitsee Jämijärven Hämeenkanakaalla 60 km Harjavallasta koilliseen alueella, jolla ei ole paikallisia päästölähteitä. Männiköt ovat iältään 25–50-vuotisia ja kasvavat puolukka-karnervatyypin lajittuneilla hiekka-hietakankailla

(kuva 4.32). Näissä metsiköissä tutkittiin vuosina 1992–1996 raskasmetallien kuormittaman metsäekosysteemin toimintaa: raskasmetallien kertymistä metsämaahan ja vaikutuksia maaperän eliöstöön, ravinteisuuteen, juuriin ja mykorritsoihin, sekä vaikutuksia puustoon ja aluskasvillisuuden lajistoon^{68, 132, 142, 26, 27, 47}

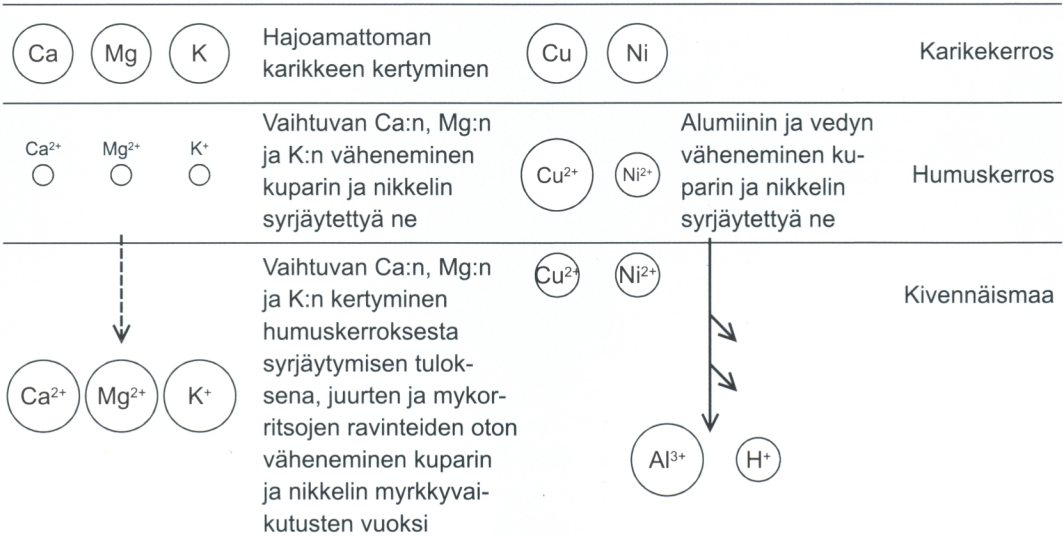
Raskasmetallilaskeuman vaikutukset maaperän ravinteisuuteen

John Derome ja Tiina Nieminen

Harjavallan ympäristössä sijaitsevista tutkimusmetsiköistä otettiin humus- ja kivennäis-maanäytteet toukokuussa 1992. Näytteistä määritettiin pH vesilietoksesta, uuttuvat Ca, K, Mg, Na, Cu Ni ja Al BaCl₂ + EDTA-uutolla ja vaihtuva happamuus titraamalla. Kokonaishii-li- ja -typpipitoisuus määritettiin LECO CHN-laitteella ja alkuaineiden Ca, K, Mg, Na, S, Mn, Zn, Cu, Fe, Ni, Cd, Cr, Pb ja Al kokonaispitoisuudet kuivapolton ja suolahappouuton jälkeen ICP-laitteella. Kationinvaihtokapasiteetti laskettiin kalsiumin, magnesiumin, kaliumin, natriumin, kuparin ja nikkelin ja vaihtuvan happamuuden summana. Kupari ja



Kuva 4.32. Harjavallan tutkimusmetsiköt a) 0,5 km:n, b) 2 km:n, c) 4 km:n ja d) 8 km:n etäisyydellä raskasmetallien päästölähteestä. Kuva E. Oksanen.



Kuva 4.33. Kaavio kupari- ja nikkelilaskeumien vaikutuksista metsämaan emäskationeihin ja happamoittaviin kationeihin.

nikkeli otettiin mukaan laskelmaan, koska niiden havaittiin vallanneen huomattavan osan kationinvaihtopaikoista erityisesti lähinnä sulattoja olevilla alueilla (kuva 4.33).

Maaperän alkuainepitoisuudet

Raskasmetallien ja rikin kokonaispitoisuudet humuskerroksessa kohosivat mangaania lukuunottamatta voimakkaasti päästölähdettä lähestyttäessä. Kokonaisalumiinin pitoisuus las- ki hiukan sulattoja lähestyttäessä.

Pääravinteiden (N, P, K, Ca, Mg) pitoi- suuksissa ei ollut yhtä selvää suuntausta kuin useimpien raskasmetallien pitoisuuksissa (tau- lukko 4.7). Humuskerroksen magnesiumin, ty- pen ja fosforin kokonaispitoisuudet kohosivat selvästi mutta kalsiumin ja kaliumin kokonais- pitoisuudet pysyivät melko vakaina. Vaikka humuskerroksen pääravinteiden kokonaispitoi- suudet sulaton lähiympäristössä ovat suhteelli- sen korkeita, vain pieni osa niistä on puille käyttökelpoisessa muodossa²⁷.

Humuskerroksen vaihtuvan kalsiumin, magnesiumin ja kaliumin pitoisuudet olivat 0,5 ja 2 km:n etäisyydellä päästölähteestä selvästi alempia kuin 8 km:n etäisyydellä. Sen sijaan ylimmässä kivennäismaakerroksessa vaihtu- vassa muodossa olevien pääravinteiden pitoi- suudet olivat selvästi tavallista korkeampia sulaton läheisyydessä. Vaihtuvien emäskationi- en alhaiset pitoisuudet humuskerroksessa joh- tuvut orgaanisen aineen heikosta mineralisaa- tiosta ja siitä, että raskasmetallit ovat syrjäyt- täneet emäskationeja vaihtopaikoilta. Tämän vuoksi sadannan mukana tuleva ja karikkeesta vapautuva kalsium, magnesium ja kalium eivät enää pidäty humuskerrokseen, vaan huuhtoutu- vat kivennäismaahan.

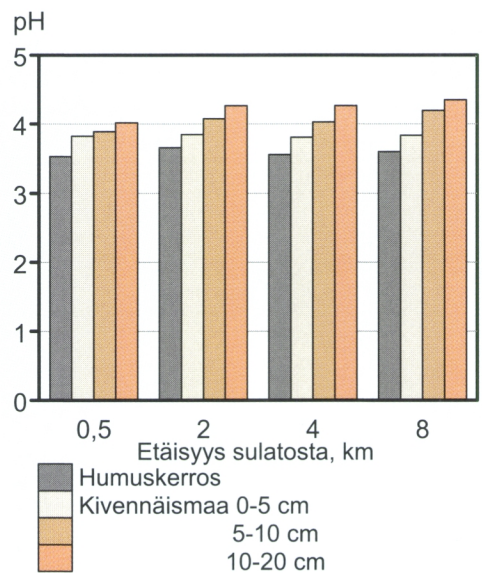
Maaperän happamuus

Raskasmetalli- ja rikkipäästöt eivät ilmeisesti ole vaikuttaneet humuskerroksen ja kivennäis- maan pintakerroksen (0–5 cm) pH-arvoihin

Taulukko 4.7. Alkuaineiden kokonaispitoisuudet humuskerroksessa vuonna 1991 eri etäisyyksillä Harjavan sulatosta^{26, 27}.

Etäisyys, km	0,5	2	4	8
N, mg/kg	8608	7944	9150	7350
P, "	1225	533	527	439
K, "	382	437	466	397
Ca, "	968	904	1226	971
Mg, "	444	313	225	207
S, "	1235	818	668	411
Mn, "	33	90	53	58
Zn, "	516	158	137	61
Cu, "	5799	1648	658	147
Fe, "	18617	6069	3167	2154
Ni, "	462	224	124	39
Cd, "	4,9	2,1	1,9	0,7
Pb, "	314	128	93	64
Cr, "	31,4	19,0	7,9	5,5
Al, "	1561	1761	1695	1762
C/N	30	33	38	39

(kuva 4.34) tai vaihtohappamuuteen (taulukko 4.10). Syvemmällä kivennäismaassa (5–20 cm) pH-arvot kuitenkin laskivat ja vaihtohappa- muus kasvoi sulattoja lähestyttäessä. Vaihtuvan alumiinin pitoisuus on yhteydessä maaperän



Kuva 4.34. Humuskerroksen ja kivennäismaan pH vuonna 1991 eri etäisyyksillä Harjavan sulatosta.

KUPARIN JA NIKKELIN LIIKKUVUUS METSÄMAASSA

John Derome ja Tiina Nieminen

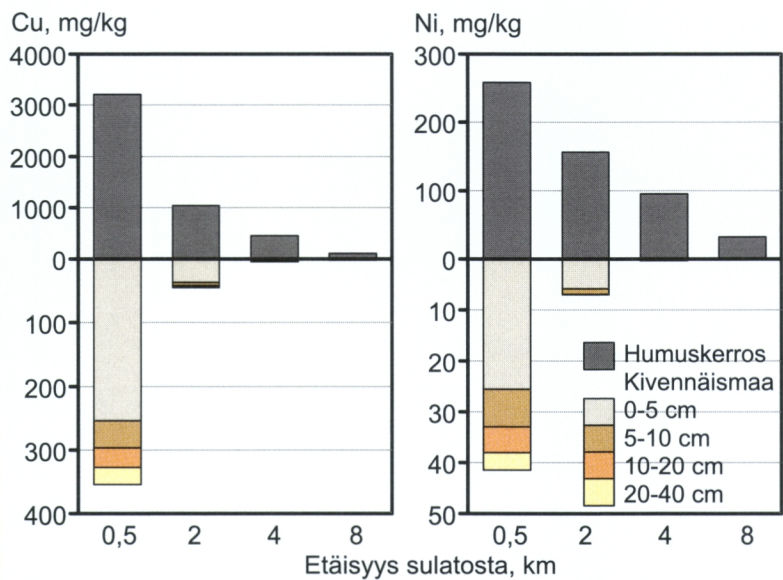
Vapaan sadannan kupari- ja nikkelpitoisuudet olivat melko alhaisia jopa sulaton välittömässä läheisyydessä (taulukko 4.8), mikä osoittaa päästöjen vähentyneen voimakkaasti 1990-luvun alussa. Metsikkösadannan kupari- ja nikkelpitoisuudet olivat lähes kaksinkertaiset vapaan sadannan pitoisuuksiin verrattuna. Pitoisuuksien kohoaminen sadeveden kulkeutuessa latvuston läpi aiheutuu sekä ilmasta neulasten pinnalle laskeutuneiden hiukkasten että

juurten oton kautta neulasiin kulkeutuneen kuparin ja nikkelin huuhtoutumisesta sadeveeseen.

Vajoveden metallipitoisuudet heijastavat maan läpi valuvan veden ja maa-ainesten välillä tapahtuvia reaktioita. Vajoveden kupari- ja nikkelpitoisuudet olivat 5 cm:n syvyydessä korkeita verrattuna metsikkösadannan pitoisuuksiin. Puolen kilometrin etäisyydellä sulatosta kuparipitoisuus oli korkein 20 cm:n syvyydessä, vaikka muilla kohteilla kor-

Taulukko 4.8. Keskimääräiset kupari- ja nikkelpitoisuudet vuosina 1992–1994 vapaassa sadannassa, metsikkösadannassa ja vajovedessä Harjavallan ympäristössä²⁶.

	Etäisyys sulatosta, km					
	0,5		4		8	
	Cu	Ni	Cu	Ni	Cu	Ni
	mg/l					
Vapaa sadanta	0,378	0,057	0,23	0,003	0,009	0,002
Metsikkösadanta	0,789	0,136	0,036	0,006	0,013	0,003
Vajovesi 5 cm	0,587	0,549	0,060	0,021	0,021	0,009
20 cm	1,102	0,870	0,031	0,017	0,010	0,004
40 cm	0,513	0,750	0,019	0,014	0,008	0,007



Kuva 4.35. Vaihtuvan kuparin ja nikkelin pitoisuudet humuskerroksessa ja kivennäismaassa vuonna 1991 eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta.

keimmat vaihtuvan kuparin ja nikkelin pitoisuudet olivat 0–5 cm:n syvyydessä.

Sekä humus- että kivennäismaakerrosten vaihtuvan kuparin ja nikkelin pitoisuudet kasvoivat voimakkaasti sulattoa lähestyttäessä (kuva 4.35). Kaikkien maakerrosten kuparipitoisuudet olivat noin kymmenkertaiset nikkelpitoisuuksiin verrattuina. Sulaton vaikutus näkyi kohonneina pitoisuuksina humuskerroksessa vielä 8 km:n etäisyydelläkin, mutta kivennäismaan kupari- ja nikkelpitoisuudet olivat poikkeavan korkeita alle 4 km:n etäisyydellä.

Kuparin ja nikkelin syvyysjakauman selvittämiseksi laskettiin sadeveden, vajoveden ja maanäytteiden Cu/Ni -suhde²⁶. Sulattoa lähinnä olevalla kohteella humuskerroksen Cu/Ni -suhde oli paljon suurempi kuin kivennäismaakerroksissa, eron ollessa sitä suurempi mitä syvempi maakerros oli kysymyksessä (taulukko 4.9). Näin ollen humuskerros pidättää kuparia tehokkaammin kuin nikkeliä, ja nikkeli liikkuu maassa helpommin kuin kupari. Kuparin heikommasta liikkuvuudesta johtuen vajoveden Cu/Ni -suhde oli selvästi pienempi kuin maanäytteiden: 0,5 km:n etäisyydellä sulatosta keskimäärin noin 1,0 verrattuna humuskerroksen ja kivennäismaan keskimääräiseen 8,0:aan (taulukko 4.9). Humuskerroksen Cu/Ni -suhde laski tasaisesti etäisyyden kasvaessa, mikä viittaa siihen, että nikkelpäästöt kulkeutuvat kauemmas kuin kuparipäästöt⁷² (kuva 4.35).

Taulukko 4.9. Humuskerroksen ja kivennäismaan Cu/Ni -suhde vuonna 1991 Harjavallan ympäristössä. Vapaan sadannan ja vajoveden Cu/Ni -suhde on laskettu jaksolta 1992–1994. Kivennäismaan puutuvat arvot (—) johtuvat siitä, ettei suhdetta voitu laskea nikkelin 0-arvojen vuoksi. Sadantaa ja vajovettä ei mitattu 2 km:n etäisyydellä²⁶.

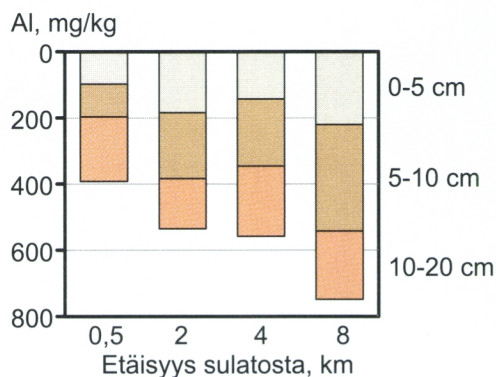
	Etäisyys sulatosta, km			
	0,5	2	4	8
	Cu/Ni			
Vapaa sadanta	6,6		7,7	4,5
Metsikkösadanta	5,8		6,0	4,3
Vajovesi 5 cm	1,1		2,9	2,3
20 cm	1,3		1,8	2,5
40 cm	0,7		1,4	1,1
Humuskerros	12,4	6,6	4,7	3,3
Kivennäismaa 0–5 cm	9,9	6,3	7,8	—
5–10 cm	5,8	4,3	—	—
10–20 cm	6,1	—	—	—
20–30 cm	7,7	—	—	—

happamuuteen, ja alumiinipitoisuuksien muutokset (kuva 4.36, taulukko 4.10) olivat hyvin samankaltaisia kuin pH-arvon ja vaihto happamuuden.

Kationinvaihtokapasiteetti ja emäskyllästysaste

Humuskerroksen ja kivennäismaan pintakerroksen (0–5 cm) kationinvaihtokapasiteetti oli hiukan suurempi lähinnä sulattoa verrattuna kauempana sijaitseviin kohteisiin (taulukko 4.10). Syvemmällä kivennäismaassa (5–20 cm) ero oli vielä selvempi.

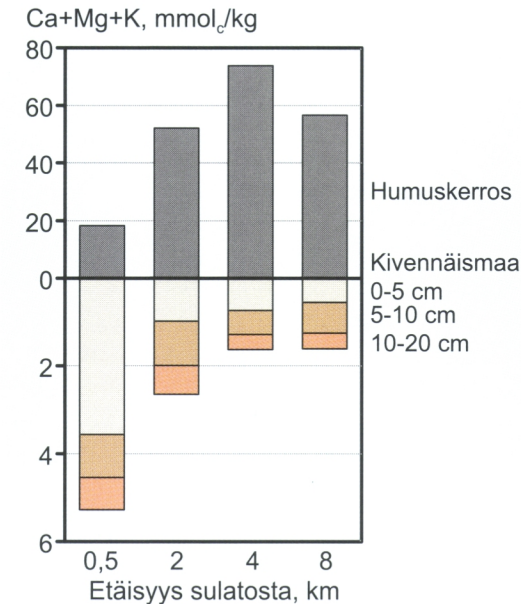
Humuskerroksen emäskyllästysaste aleni selvästi sulattoa lähestyttäessä (taulukko 4.10; kuva 4.37). Kivennäismaan pintakerroksen (0–5 cm) emäskyllästysaste 0,5 ja 2 km:n etäisyydellä päästölähteestä oli hieman korkeampi kuin kauempana. Syvemmällä kivennäismaassa (5–20 cm) emäskyllästysaste oli selvästi korkeampi 2 km:n etäisyydellä päästölähteestä. Raskasmetallien, erityisesti kuparin, korkeat pitoisuudet humuskerroksessa ovat todennäköisin syy emäskyllästysasteen laskuun sulaton läheisyydessä. Koska vaihto happamuudessa tai pH:ssa ei ollut eroja kohteiden välillä, ei



Kuva 4.36. Kivennäismaan vaihtuvan alumiinin pitoisuus vuonna 1991 eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta²⁷.

Taulukko 4.10. pH, kationinvaihtokapasiteetti, vaihtohappamuus ja vaihtuvan alumiinin pitoisuus vuonna 1991 humus- ja kivennäismaakerroksissa eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta^{26, 27}.

Etäisyys, km	0,5	2	4	8
Humuskerros				
pH	3,5	3,7	3,6	3,6
Kationinvaihtokapasiteetti, mmol _c /kg	219	163	185	146
Emäskyllästysaste, %	8,1	31,2	40,0	38,6
Vaihtohappamuus, mmol _c /kg	90,6	72,8	93,8	84,7
Vaihtuva alumiini, mg/kg	262	450	529	573
Kivennäismaa 0–5 cm				
pH	3,8	3,9	3,8	3,8
Kationinvaihtokapasiteetti, mmol _c /kg	27,0	24,7	17,2	25,9
Emäskyllästysaste, %	10,0	12,4	6,6	5,0
Vaihtohappamuus, mmol _c /kg	15,5	20,3	16,0	24,6
Vaihtuva alumiini, mg/kg	98	184	143	221
Kivennäismaa 5–10 cm				
pH	3,9	4,1	4,0	4,2
Kationinvaihtokapasiteetti, mmol _c /kg	22,7	14,5	14,6	15,1
Emäskyllästysaste, %	6,5	7,1	3,7	4,8
Vaihtohappamuus, mmol _c /kg	20,1	13,3	14,0	14,3
Vaihtuva alumiini, mg/kg	98	200	203	322
Kivennäismaa 10–20 cm				
pH	4,0	4,3	4,3	4,4
Kationinvaihtokapasiteetti, mmol _c /kg	14,8	6,0	7,0	5,4
Emäskyllästysaste, %	5,0	10,8	4,9	6,6
Vaihtohappamuus, mmol _c /kg	12,9	5,3	6,6	5,0
Vaihtuva alumiini, mg/kg	197	151	212	206



Kuva 4.37. Vaihtuvan kalsiumin, magnesiumin ja kaliumin pitoisuudet humuskerroksessa ja kivennäismaassa vuonna 1991 eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta²⁷.

emäskyllästysasteen lasku voi liittyä maaperän happamoitumiseen.

Päätelmiä

Harjavallan humusnäytteiden vertailu Jämijärven tausta-alueen (60 km Harjavallasta) humuskerroksen keskimääräisiin pitoisuuksiin, Cu 0,16 ja Ni 0,002 mg/kg, osoittaa sulaton päästöjen kulkeutuneen ainakin 8 km:n etäisyydelle. Vaikka kupari-, nikkeli- ja rikkipäästöjä on voimakkaasti vähennetty viime vuosina, humuskerrokseen ja kivennäismaan yläosaan vuosikymmenten aikana kertynyt kupari ja nikkeli vaikuttavat edelleen hyvin haitallisesti kasvillisuuden ravinnetilaan sulaton lähialueilla. Humuskerroksen vaihtuvien pääravinteiden pitoisuudet ovat erittäin alhaisia, koska mineralisaationopeus on pieni ja raskasmetallit, pääasiassa kupari, ovat syrjäyttäneet kationiravinteita. Syrjäytettyjä ravinteita (pää-

asiassa Ca, Mg ja K) on pidättynyt kivennäismaan pintakerrokseen. Kupari ja nikkeli ovat myrkyllisiä hienojuurille ja mykorritsoille, mikä estää puita käyttämästä kivennäismaahan kertyneitä pääravinteita. Sulaton lähellä maaperän ylimmät kerrokset eivät ole happamoituneet, mutta syvemmällä kivennäismaassa happamuus ja alumiinipitoisuudet ovat kasvaneet. Tämä ilmiö aiheutuu luultavasti siitä, että kupari ja nikkeli ovat syrjäyttäneet myös vetyioneja ja alumiinia maan pintakerroksista. Huolimatta päästöjen vähenemisestä ravinteiden saatavuuden paraneminen on lähitulevaisuudessa epätodennäköistä sulaton välittömässä vaikutuspiirissä. Raskasmetallien myrkyllisyyden vähentäminen esimerkiksi kalkitsemalla ja ravinteita lisäämällä näyttää ainoalta keinolta tilanteen parantamiseksi.

Raskasmetallien vaikutukset metsämaan hajottajaeliöstöön

Hannu Fritze, Taina Pennanen, Jari Haimi, Anne Siira-Pietikäinen ja Pekka Vanhala

Hajottajamikrobien biomassassa ja yhteisörakenne

Raskasmetallit ovat suurina pitoisuuksina myrkyllisiä kaikille eliöille ja niin myös metsämaan hajottajamikrobeille, bakteereille ja sienille. Mikrobien aktiivisuuden ja elinkyvyn heikkenemisen sekä hajotustoiminnan hidastumisen kautta raskasmetallit vaikuttavat koko ekosysteemin ravinnekiertoon¹⁷. Pahoin saastuneilla alueilla hajotustoiminnan hidastuminen näkyy karikkeen poikkeuksellisenä kertymisinä maan pinnalle. Tällöin kuolleiden kasvinosien sisältämät ravinteet eivät palaudu maaeliöstön ja kasvien käyttöön, minkä vuoksi puut kärsivät raskasmetallien suoran myrkyvaikutuksen lisäksi myös ravinteiden puutteesta. Vaikka vähemmän saastuneilla alueilla kasvillisuudessa ei olekaan näkyviä vaurioita, raskasmetallit saattavat hidastaa mikrobiologista

hajotustoimintaa, mikä ilmenee hiilen ja typen mineralisaation pienentymisenä. Laskeuman vaikutuksesta sekä sienten että bakteerien lajikoostumus on joissakin tapauksissa muuttunut niiden biomassan vähenemisen lisäksi.

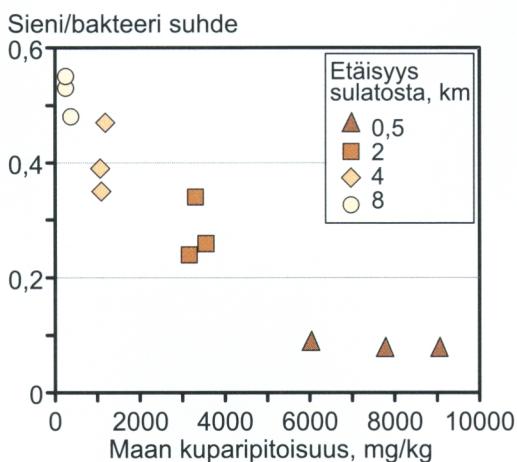
Harjavallan lähiympäristöä on kuormittanut pääasiassa kupari, joka on erityisen haitallinen sienille. Sen vuoksi kuparia käytetään monissa sienimyrkyissä vaikuttavana ainesosana. Koska sienet muodostavat suurimman osan metsämaan mikrobibiomassasta, kupari voi olla niille erityisen haitallinen. Puiden kanssa symbioosissa elävä mykorritsasieni yleensä parantaa puiden elinvoimaisuutta, sillä sieni suojaa puiden juuria sitomalla raskasmetalleja soluseinäänsä. Sienirihmaston vaurioituminen voi siis voimistaa kuparista puille aiheutuvia suoria haittavaikutuksia. Myös maaperän fysikaalisilla ja kemiallisilla ominaisuuksilla, kuten pH:lla, orgaanisen aineen pitoisuudella tai kationinvaihtokapasiteetilla, on merkitystä raskasmetallien myrkyvaikutuksen voimakkuuteen.

Mikrobiyhteisöä tutkimalla pyrittiin selvittämään, onko mikrobiyhteisön rakenne muuttunut raskasmetallien saastuttamassa maassa, missä mikrobiyhteisön osassa mahdolliset muutokset ilmenevät, ja mikä raskasmetalli niitä pääasiassa aiheuttaa. Tutkimuskohteina olivat sekä Harjavallan sulaton lähiympäristö että Ruotsissa sijaitseva Rönnskärin metallisulatto, joka on rasittanut ympäröiviä kuusimetsiä lähes 60 vuoden ajan. Rönnskärissä varsinkin lyijyn, kuparin, sinkin ja arseenin pitoisuudet olivat korkeita¹³⁴. Harjavallassa raskasmetallilaskeuman gradienttilinjalle sijoitetut koealat ulottuivat 8 km:n etäisyydelle ja Rönnskärissä vastaavasti 52 km:n etäisyydelle.

Mikrobien yhteisörakennetta selvitettiin uuttamalla maanäytteistä mikrobien solukalvoilla sijaitsevia fosfolipidirasvahappoja (PLFA)¹⁸⁰. PLFA-mittauksilla ei saada selville maan mikrobiston lajikoostumusta, mutta se antaa yleiskuvan koko mikrobiyhteisöstä eikä ainoastaan ravintoalustalla kasvavista mikrobeista, joiden osuus on vain 1–5 % kaikista maan mikrobeista¹³⁶. Eri raskasmetallien

myrkyllisyyttä vertailtiin ^3H -tymidiini-inkorporaatiomenetelmän avulla¹⁸. ^3H -tymidiinin sitoutuminen solun DNA:han riippuu solun DNA-synteesin nopeudesta, mikä on puolestaan verrannollinen mikrobien kasvunopeuteen. Kasvuliemeen lisätyn raskasmetallin myrkkyaikutus ja mahdollinen bakteereiden kohonnut sietokyky nähdään muutoksina kasvunopeudessa.

Mikrobibiomassan kokonaismäärän ja jäljelle jääneiden mikrobien aktiivisuuden romahtamisen lisäksi bakteeriyhteisön rakenne muuttui metallipitoisuuksien kasvaessa sekä Harjavallan että Rönnskärin aineistoissa¹⁴². Suurin osa fosfolipidirasvahapoista reagoi samalla tavalla kummassakin kohteessa, mikä kertoo yhteisömuutosten olleen saastealueilla samankaltaisia huolimatta erilaisista maaperistä ja laskeuman koostumuksesta. Metallikuormitus vaikutti erityisen voimakkaasti sienien määrään, sillä sienibiomassan suhde bakteeribiomassaan laski selvästi (kuva 4.38). Syynä tähän saattaa olla ektomykorritsasienten väheneminen, sillä niiden osuus metsämaan sienibiomassasta on suuri³⁸, ja toisaalta Harjavallan männiköissä hienojuurten tiedetään vaurioituneen⁶⁹. Bakteeribiomassa pysyi molemmilla tutkimusalueilla suurinpiirtein ennallaan.



Kuva 4.38. Maan kuparipitoisuuden vaikutus sieni/bakteeri-biomassojen suhteeseen.

Lievää vähenemistä näkyi ainoastaan lähimpänä päästölähdettä olevilla koaloilla, joten hajottajamikrobiston väheneminen johtui suurimmaksi osaksi sienistä.

Mikrobien sietokyvyn ja niiden sopeutumisen avulla voidaan myös seurata mikrobien mahdollista altistumista raskasmetallilaskeumalle. Lisääntyneen sietokyvyn mikrobit voivat saavuttaa fysiologisella tai geneettisellä sopeutumisella. Periaatteessa lisääntynyt sietokyky voi johtua myös herkkien mikrobiryhmien korvautumisesta luonnostaan kestäväillä lajeilla¹⁷. Sekä Harjavallasta että Rönnskäristä eristetyn mikrobisyhteisön kuparinsietokyky lisääntyi selvästi maan nousevan kuparipitoisuuden myötä. Kuparinsietokyvyltään muuttunutta bakteeriyhteisöä oli Rönnskärissä aina 10–15 km:n etäisyydelle saakka sulatosta, missä kuparipitoisuus oli 100–200 mg/kg maata. Rönnskärissä bakteerit sietivät kuparin lisäksi paremmin myös kadmiumia, sinkkiä ja nikkeä. Bakteeriyhteisön rakenteesta havaittu muutos johtuu siis ainakin osittain raskasmetalleille herkkien lajien korvautumisesta sietokykyisemmällä lajeilla.

Maaperän hajottajaeläimistö

Raskasmetallikuormitus haittaa maan mikrobiston lisäksi myös hajottajaeläimiä^{31, 10}. Suoran myrkyllisyyden ohella raskasmetallit voivat heikentää eläinten elinmahdollisuuksia epäsuorasti esimerkiksi niiden ravintovarojen kautta. Bakteerit ja sienet muodostavat tärkeän osan maaperäeläinten ravintoa, joten raskasmetallit voivat vaikuttaa maaperäeläimistöön määrällisesti ja/tai laadullisesti muuttuneen mikrobiston välityksellä.

Raskasmetallien vaikutuksia maaperän hajottajaeläimiin tutkittiin Harjavallan ympäristössä erottelemalla maanäytteistä änkyri- ja sukkulamadot, hyppyhäntäiset, punkit sekä isokokoiset niveljalkaiset (mm. hämähäkit ja hyönteistoukat)⁵³. Lisäksi tehtiin maanäytteiden siirtokoe kohtalaisesti saastuneen ja puhtaan alueen välillä eläimistön levittämisen

ja palautumisen selvittämiseksi laikuttain saastuneessa maaperässä⁵³.

Raskasmetallit vähensivät maaperä-eläinten kokonaismäärää vasta lähellä päästölähdettä. Eläinten yksilömäärät pienenivät merkitsevästi siirryttäessä kohtalaisesti saastuneelta vyöhykkeeltä (2 km:n etäisyydellä) voimakkaasti saastuneelle alueelle (0,5 km:n etäisyydellä sulatosta). Tällä alueella maaperän kupari-, nikkeli- ja sinkkipitoisuudet ovat tasolla, jotka jo sinänsä ovat myrkyllisiä useimmille maaperäeläimille^{172, 10}. Monien eläinlajien ja -ryhmien yksilömäärät olivat jo 2 km:n etäisyydellä puhtaan alueen tasolla. Kuitenkin tietyt hajottajaeläimet osoittautuivat muita heremmiksi raskasmetalleille tai niiden seurannaisvaikutuksille. Esimerkiksi änkyrimatojen, hyppyhäntäisten ja petopunkkien yksilömäärät olivat alempia 2 km:n etäisyydellä päästölähteestä kuin puhtaalla alueella.

Maaperäeläinten yhteisörakenteessa havaittiin muutoksia kauempana päästölähteestä kuin eläinten kokonaisuksilömäärissä. Lajien runsaussuhteet olivat erilaiset, ja puhtaalla alueella yksilömäärät olivat jakautuneet tasaisemmin eri lajien kesken kuin saastuneella alueella, jolla oli yksi tai kaksi hyvin runsasta lajia. Kuitenkin esimerkiksi hyppyhäntäisten lajimäärä laski vain vähän siirryttäessä lähemmäksi päästölähdettä: puhtaalla alueella (8 km:n etäisyydellä) löydettiin 22 lajia, kohtalaisesti saastuneella alueella (2 km:n etäisyydellä) 18 ja voimakkaasti saastuneella alueella (0,5 km:n etäisyydellä) 17 lajia. Ainoastaan muutama yleisestikin vähälukuinen laji puuttui kokonaan lähinnä päästölähdettä olleelta kohteelta Toisaalta eräät hyppyhäntäislajit olivat jopa runsaampia saastuneella kuin puhtaalla alueella.

Tulokset osoittavat metsämaan hajottajaeläimistön kestävän varsin korkeita raskasmetallipitoisuuksia. Epäsuoratkin vaikutukset vähentyneenä ja muuttuneena mikrobistona olivat yllättävän pieniä. Vasta aivan lähellä päästölähdettä (0,5 km:n etäisyydellä) koko maaperän hajottajaeliöstö oli hyvin vähäinen ja voimakkaasti muuttunut. Eläinten jakautuminen

maaperässä on luonnostaan epätasaista, mikä johtuu sekä maaperän vaihtelevasta rakenteesta että eliöiden välisistä vuorovaikutuksista. Toisaalta raskasmetallitkaan eivät jakaudu maaperässä tasaisesti, joten maassa on eläimille suotuisia ja vähemmän suotuisia elinpaikkoja. Lisäksi humus sitoo tehokkaasti raskasmetalleja, mikä vähentää niiden haittavaikutuksia. Tästä johtuen maaperän eläinyhteisöissä ei tapahdu koko metsäekosysteemin mittakaavassa suuria tai peruuttamattomia muutoksia, jollei kuormitus ole todella mittavaa. Toisaalta eläinyhteisön pienilläkin muutoksilla voi olla vaikutuksia hajotustoimintaan ja maan kasvukuntoon^{162, 52}. Maan kasvukunnan kannalta merkittäviä, mutta ympäristömuutoksille herkkiä hajottajaeläimiä ovat esimerkiksi änkyrimadot, joita kangasmetsässämme on yleisesti vain yhtä lajia. Samoin monet hyppyhäntäis- ja petopunkkilajit kärsivät jo kohtalaisen pienistä muutoksista.

Saastuneen maan kunnostaminen

Raskasmetallien saastuttaman maan palauttaminen toimintakykyiseksi ekosysteemiksi on tärkeää. Koska ympäristön pH:n nousu pienentää raskasmetallien liukoisuutta, voidaan kalkituksen avulla pyrkiä palauttamaan maan biologista toimintaa⁵¹. Harjavallan gradienttilinjalte perustettiin keväällä 1992 pitkäaikaisia lannoituskokeita, joilla käytettiin hidasliukoisia lannoitteita ja kalkkikivijauhetta maan happamuuden vähentämiseksi ja ravinteisuuden parantamiseksi (s. 235). Vuosina 1993 ja 1994 analysoitiin koealojen humuskerroksesta pH, kationivaihtokapasiteetti, emäskyllästysaste, mikrobien kokonaisbiomassa, sienten biomassaa ja mikrobien hengitysnopeus⁴⁸.

Käytetyistä lannoituskäsitteistä ainoastaan ne, joissa oli kalkkia mukana, nostivat humuskerroksen pH:n, emäskyllästysasteen ja kationivaihtokapasiteetin vertailutasoa ylemmäksi. pH:n nousun seurauksena hiilen mineralisaationopeus kasvoi maahengityksenä mitattuna. Sen sijaan mikrobien kokonaisbiomassaan ja sienten biomassaan lannoitteet eivät

vaikuttaneet. Maahengitys kasvoi kalkituksen seurauksena sekä suuren että vähäisen laskeuman alueella suunnilleen yhtä paljon. Maahengityksen lisääntyminen raskasmetallien saastuttamassa humuksessa ei siten johdu raskasmetallien myrkyllisyyden vähenemisestä, sillä kalkituksen on aiemminkin huomattu lisäävän maahengitystä¹⁶⁶. Hidasliukoiset lannoitteet voivat pitkällä aikavälillä vaikuttaa maan orgaanisen aineen määrään ja laatuun ja siten raskasmetallien myrkyllisyyteen.

Kalkituksella oli kolmen vuoden kuluttua varsin vähäinen vaikutus hajottajaeläimiin, vaikka mikrobiston aktiivisuus olikin kasvanut. Voimakkaasti saastuneella alueella kalkitus lisäsi eräiden eläinryhmien yksilömääriä, mutta kauempana vaikutus oli esimerkiksi änkyrimatoihin ja kuoripunkkeihin päinvastainen. Tämä johtunee maan vähentyneestä happamuudesta, sillä monet kangasmaan eläimet ovat sopeutuneet hyvin happamiin oloihin.

Metsäkasvillisuus raskasmetallien saastuttamassa ympäristössä

Maija Salemaa ja Ilkka Vanha-Majamaa

Kasvien raskasmetallien sietokyky

Vaikka monet raskasmetallit kuten Mn, Zn, Cu, Fe ja Mo ovat kasveille välttämättömiä hivenaineita, ne ovat liiallisina pitoisuuksina haitallisia aiheuttaen kasvun hidastumista ja häiriten juurten toimintaa¹⁸⁴. Tämän takia raskasmetallien saastuttamilla alueilla metallisulattojen ja kaivosten ympäristössä kasvillisuus on monin paikoin tuhoutunut tai kärsii erilaisista vaurioista. Esimerkiksi Harjavallan^{91, 161} ja Kuolan niemimaan^{103, 178} metallisulattojen lähialueilta herkimvät sammat ja jäkälät ovat kadonneet. Vain kestävimmat putkilokasvilajit kuten variksenmarja tai sianpuolukka pystyvät elämään pahoin saastuneessa maassa. Toisaalta joillakin

vanhoilla kaivosalueilla tai maaperässä, jossa on luontaisesti paljon raskasmetalleja, saattaa kasvaa monipuolinen ja runsas kasvilajisto⁷.

Maahan juurtuneilla kasveilla on kaksi keinoa selviytyä myrkyllisistä raskasmetalleista. Sietokyky voi kehittyä joko populaation perinnöllisen sopeutumisen kautta (adaptaatio) tai se voi olla ympäristön aikaansaamaa (aklimaatio), jolloin yksilöt vähitellen tottuvat lisääntyvään raskasmetallikuormitukseen¹⁸⁴. Kaikissa luonnon populaatioissa on yksilöiden välisiä eroja raskasmetallien sietokyvyssä, vaikka ne eivät olisi altistuneet saastumiselle. Tavallisesti 0,1–0,2 % yksilöistä on havaittu kestäviksi¹⁰⁸. Jos maaperän raskasmetallipitoisuus lisääntyy, sietokykyiset yksilöt saavat valintaetua ja runsastuvat. Lyhytikäisillä kasvilajeilla koko populaatio voi muuttua sietokykyiseksi muutamassa vuodessa. Tällaisia muutoksia on havaittu mm. monilla heinälajeilla (esim. nurmiröllä, punanata ja tuoksusimake) ja ruohovartisilla kasveilla kuten nurmikohokilla ja niitty-suolaheinällä^{5, 7}.

Raskasmetallien aiheuttamat muutokset populaatioiden geneettisessä rakenteessa ovat esimerkkejä evoluution toiminnasta, jonka seurauksena kasveille kehittyi uusia ekologisia rotuja eli ekotyyppejä¹⁶. Metalleja sietävien populaatioiden sopeutuminen maaperän metallipitoisuuksiin on usein hämmästyttävän pieni-piirteistä, sillä eri tavoin sietokykyisiä kasvustoja voi esiintyä vain muutaman metrin etäisyydellä toisistaan⁵. Sietokyky kehittyi erityisesti sitä metallia kohtaan, jota kasvualustassa on runsaasti. Sietokyvyllä on on kuitenkin hintansa, sillä ainakin joillakin lajeilla tolerantit yksilöt kasvavat huonosti ja ovat heikkoja kilpailijoita 'puhtaassa' ympäristössä¹⁹⁵.

Valintapaineiden aiheuttamat perinnölliset muutokset ovat paljon hitaampia pitkäikäisillä puilla, pensaila ja varvuilla, eivätkä ne kykene kehittämään metalleille sietokykyisiä ekotyyppejä yhtä nopeasti kuin heinät ja ruohot. Pitkäikäisten kasvilajien sopeutuminen ympäristömuutoksiin perustuukin pääasiassa yksilöiden mukautumiseen (fenotyyppinen plastisuus),

mikä takaa niille laajan ekologisen ja fysiologisen sietokyvyn^{28, 181, 182}. Tällaisten kasvilajien ominaisuudet muuttuvat ympäristön paineen mukaisesti, eikä populaation alkuperällä näytä olevan mitään vaikutusta sietokyvyn kehittymiseen. Vaikka raskasmetalleja kestävätkä ekotyypit ovat puilla harvinaisia, niitäkin on tavattu joiltakin pioneirilajeilta kuten koivuilta ja pajuilta^{33, 80, 188}.

Raskasmetallien sietomekanismit vaihtelevat kasvilajeittain ja ne jaetaan välttämis- ja toleranssimekanismeihin^{98, 194}.

1) *Välttämismekanismeissa* kasvit pyrkivät rajoittamaan raskasmetallien pääsyä solukoiden sisään. Sammalet ja jäkälät, jotka ottavat tarvitsemansa ravinteet suoraan ulkopinnallaan, eivät juurikaan pysty estämään haitallisten ionien pääsyä solukoihin. Sen sijaan putkilokasvit voivat välttää raskasmetalleja kasvattamalla juurensa saastuneen maan puhtaampiin kohtiin tai syvempiin kerroksiin¹⁸⁴. Putkilokasvit ottavat raskasmetalleja pääasiassa juurillaan, sillä lehtien pinnalle kertyvien aineiden pääsyä solukoihin rajoittaa epidermi ja kutikula. Juuret pystyvät jossakin määrin valikoimaan sisään pääseviä alkuaineita, mutta useimmilla kasvilajeilla pitoisuudet seuraavat kasvualustan pitoisuuksia. Raskasmetallien muuttuminen kasveille myrkylliseen liukoiseen muotoon voimistuu, kun maan pH laskee alle 3,5. Myös juurten pinnan kationinvaihtokapasiteetti ja ionien välinen kilpailu vaihtopaikoista vaikuttavat kasvien altistumiseen⁸⁰.

Etenkin puut ja varvut voivat välttää raskasmetalleja myös sienijuuren eli mykorritsan avulla. Kanervakasvit lisäävät solunsisäisen mykorritsansa avulla varsinkin typen ottoa, mutta raskasmetallien saastuttamassa maassa ne samanaikaisesti keräävät myös suuria määriä raskasmetalleja. Tämä taipumus olisi muuten haitallinen, ellei mykorritsa estäisi raskasmetallien pääsyä juurista versoon. Esimerkiksi kuparin tai sinkin lisääminen mykorritsallisten kanervan taimien kasvualustaan ei häirinnyt niiden kasvua, kun taas mykorritsattomat taimet olivat kituvia ja pienikokoisia¹⁴. Raskasme-

tallit ovat haitallisia myös mykorritsasienille, mutta niistäkin on löydetty tolerantteja kantoja¹⁹.

2) Varsinaiset *toleranssimekanismit* ovat kasvien aineenvaihdunnallisia keinoja selvitä niihin päässeistä raskasmetalleista. Toleranssi on mahdollista saavuttaa eristämällä raskasmetallit tärkeistä elintoiminnoista esimerkiksi rajoittamalla niiden sisäänottoa ja kuljetusta tai varastoimalla niitä myrkyttömässä muodossa tiettyihin kasvinosiin⁷. Putkilokasvit varastoivat raskasmetalleja solujen vakuoleihin ja soluseinien rakenteisiin. Monilla lajeilla raskasmetalleja kertyy erityisesti juurten tai varsien soluihin^{35, 8}. Myös sammalet pystyvät aktiivisesti kuljettamaan raskasmetalleja vakuoleihin, viherhiukkasiin ja soluseiniin¹⁶³. Toleranttien kasvilajien entsyymiaineenvaihdunnassa ja solujen kalvorakenteissa on havaittu muutoksia. Solujen sisällä metallinsitojapeptidit (fytokelatiinit) ja orgaaniset hapot voivat sitoa ja muuttaa metalleja harmittomaan muotoon. Jotkut lajit siirtävät raskasmetalleja juurista kuoleviin lehtiin, joista ne poistuvat lehtien varistessa¹⁹⁴. Hienojuurten nopea uudistuminen esimerkiksi kanervakasveilla¹⁵³, voi olla keino estää raskasmetallien pääsy versoon¹⁸⁴. Raskasmetalleja voi erittyä myös lehtien suolarauhasten kautta¹³⁰.

Kasvillisuuden muutos kangasmetsissä päästölähteen ympäristössä

Aluskasvillisuuden ja maan siemenvaraston rakennetta, kasvilajien kemiallista koostumusta ja varpujen elinkiertoja tutkittiin vuosina 1992–1996 Harjavallan metallisulaton ympäristössä. Näytealat sijaitsivat eri etäisyyksillä (0,5, 1, 2, 3, 4 ja 8 km) sulatoista kaakkoon suuntautuvalla gradientilla kanervatyypin kangasmetsissä. Samoilla etäisyyksillä, mutta eri ilmansuunnilla sijaitsevilta ojitetuilta rämeiltä kerättiin vastaava kasvillisuusaineisto¹⁶¹.

Harjavallan tutkimusalueella humuseroksen raskasmetallipitoisuudet ovat kasvillisuudelle haitallisen korkeita noin 3–4 km:n etä-

syydelle tehdasalueesta (s. 185). Kuitenkin vielä 8 km:n etäisyydellä pitoisuudet ovat huomattavasti korkeammat kuin tausta-alueilla, mikä heijastuu myös kasvien kemiallisessa koostumuksessa⁶⁸. Varsinkin sammalet keräävät metalli-ioneja tehokkaasti. Ns. sammalpallomene-
telmällä 1980-luvun alussa tehdyssä tutkimuk-
sessa havaittiin, että kuolleeseen rahka-
sammalainekseen kertyi kuparia 10–50 mg/kg

kuukaudessa vielä 9 km:n etäisyydelle sula-
tosta⁷³.

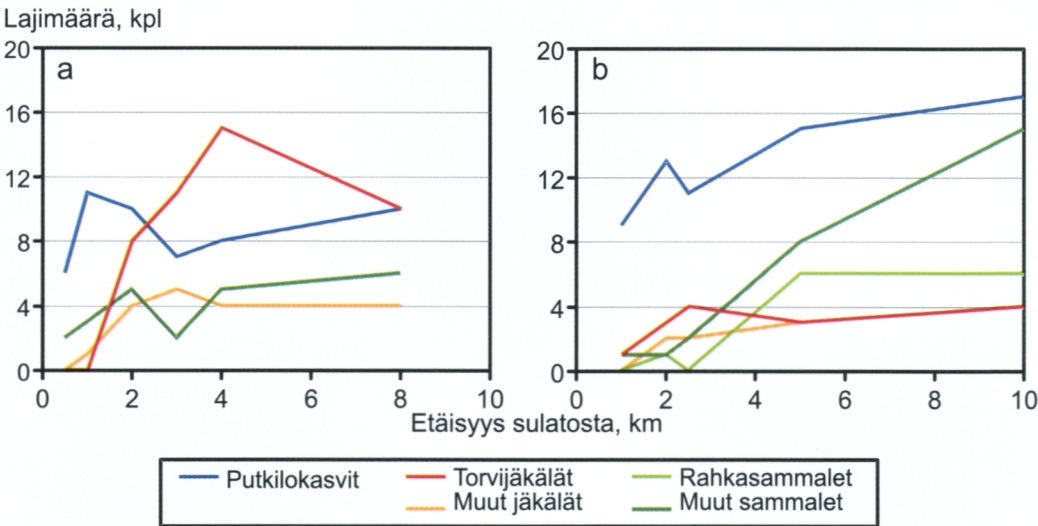
Vain harvat kasvilajit pystyivät elämään 0,5 km:n etäisyydellä metallisulatosta. Paksu neulaskarikerros ja ohuen humuskerroksen myrkyllisen korkeat raskasmetallipitoisuudet (Cu 7 540, Fe 10 899 ja Ni 528 mg/kg o.a.) es-
tävät uusien taimien juurtumisen maahan. Raskasmetallien lisäksi ravinteiden niukkuus, kuivuus ja maanpinnan kuluminen ovat vaikeut-

METSÄ- JA SUOKASVILLISUUDEN LAJIMÄÄRÄT ERI ETÄISYYKSILLÄ HARJAVALLAN METALLISULATOSTA

Antti Reinikainen, Ilkka Vanha-Majamaa, Hannu Nousiainen ja Maija Salemaa

Kanervatyypin kangasmetsien ja ojitettujen rämeiden kasvillisuus analysoitiin Harjavallassa kesällä 1993¹⁶¹. Molemmissa ympäristöissä lajien kokonaisuus suureni etäisyyden kasvaessa metallisulatosta (kuva 4.39). Rämeillä lajimäärät nelinkertaistuivat 11 lajista (1 km:n etäisyys) 46 lajiin (10 km). Kangasmetsissä lähinnä sulattoa (0,5 km) kasvoi 8 lajia ja uloimmalla tutkimusalueella (8 km) 30 lajia. Rämeillä lajimäärät nousivat kaikissa

kasviryhmissä etäisyyden myötä, muutos oli voimakkain sammalilla. Kangasmetsissä lajimäärien jakautumat eri kasviryhmissä olivat tasaisemmat. Torvijäkälät näyttivät hyötyn raskasmetalleille herkempien kilpailijoiden puuttumisesta noin 3–4 km:n etäisyydellä. Varsinkin kangasmetsissä torvijäkälä lajimäärät olivat suuret tällä vyöhykkeellä, missä raskasmetallipitoisuudet olivat toksisia tavallisille metsäsammalille ja poronjäkälille.



Kuva 4.39. Sammalten, jäkäläiden ja putkilokasvien lajimäärät eri etäisyyksillä päästölähdettä a) kangasmetsien ja b) ojitettujen rämeiden näytealoilla.

taneet kasvillisuuden leviämistä (kuva 4.32). Kuten monissa aiemmissa tutkimuksissa^{44, 183, 199}, sammalet ja jäkälät osoittautuivat putkilokasveja selvästi herkemiksi epäpuhtauksille. Lukuunottamatta pioneirisammalia muut sammalet ja jäkälät puuttuivat kokonaan noin 1 km:n etäisyydelle. Vaikka ne lähestyivät 8 km:n etäisyydellä kuiville kankaille tyypillisiä peittävyksiä, niiden raskasmetallipitoisuudet olivat monenkertaiset verrattuna tausta-alueisiin. Seinäsammalen runsaus romahti, kun sen nuorimpien osien kuparipitoisuus nousi yli 180 mg/kg. Etelä-Suomen tausta-alueilla seinäsammalen kuparipitoisuus oli 4–8 mg/kg vuonna 1990¹²⁶. Palleroporonjäkälä sietä hieman korkeampia pitoisuuksia, kynnysarvo sen vaurioitumiselle oli noin 260 mg/kg kuparia sekovarren yläosissa. Sekä kangasmetsissä että turve- mailla kasvilajien kokonaismäärä nousi etäisyyden päästölähteestä kasvaessa (s. 194).

Kestävimmät putkilokasvilajit kangasmetsissä olivat variksenmarja, juolukka ja pallosara. Myös männyn ja hieskoivun pieniä taimia kasvoi saastuneimmalla alueella. Soistuneissa painanteissa näytealojen ulkopuolella kasvoi tupasvillaa, järviruokoa ja suopursua. Kuolleiden varpukasvustojen jäänteitä löydettiin runsaasti ja elävissä kasvustoissa oli paljon kuolleita oksia ja värivikaisia lehtiä (kuva 4.40). Muut

putkilokasvit ilmaantuivat kangasmetsien kasvillisuuteen seuraavasti: puolukka, mustikka ja suopursu (1 km), sianpuolukka (2 km) ja kanerva (2–4 km:n etäisyydellä)¹⁶¹. Kokeellisessa altistuksessa kanerva osoittautui variksenmarjaa herkemäksi kuparille, mikä selittää sen puuttumista saastuneimmalta alueelta (s. 196).

Varpukasvustojen ikä ja raskasmetallipitoisuudet eri kasvinosissa

Variksenmarja, juolukka ja sianpuolukka ovat klooneina kasvavia varpuja, joiden kasvustot voivat häiriintymättömässä ympäristössä elää useiden kymmenien vuosien ikäisiksi. Sulaton lähiympäristössä (0,5–1 km) määritettiin muuttaman tyypillisen kasvuston ikä laskemalla varren poikkileikkauksen vuosilustojen lukumäärät valomikroskooppisista leikkeistä (kuva 4.42). Tutkitut kasvustot olivat iältään vähintään 30–40-vuotisia. Koska kasvullinen leviäminen on tyypillistä kloonikasveille, on mahdollista, että vanhimmat tutkimusalueen 'emoklooneista' ovat syntyneet jo ennen sulaton perustamista 1940-luvulla. Saastuneimmalla alueella nyt elossa olevat kasvustot

Kuva 4.40. Raskasmetalleille sietokykyinen variksenmarja on yksi harvoista kasvilajeista, joka säilyy elossa Harjavallan sulaton lähistöllä. Vanhimpien kasvustojen ikä on vähintään 30–40 vuotta. Saastuneimmalla alueella kasvustoissa on runsaasti kuolleita oksia ja värivikaisia lehtiä. Kuva I. Vanha-Majamaa.

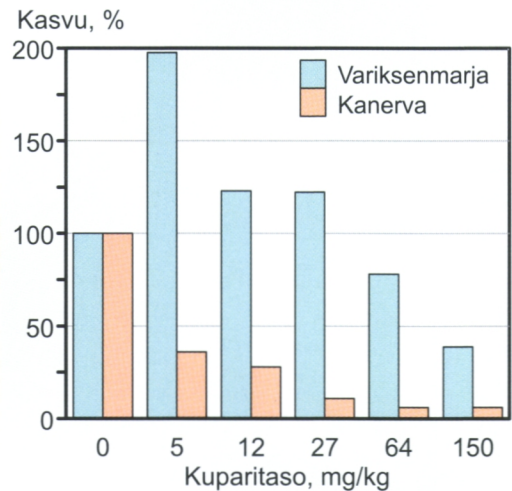


KANERVAN JA VARIKSENMARJAN HERKKYYS KUPARILLE

Satu Monni ja Maija Salemaa

Kanervan ja variksenmarjan kuparin sietokykyä tutkittiin kasvihuonekokeilla kesällä 1996. Kanervan yhden kuukauden ikäisiä siementaimia ja variksenmarjan 3-vuotisia pistokkaita kasvatettiin kvartsihiekkassa ja kasveille annettiin ravintoliuoksen mukana kuparia: 0,5, 12, 27, 64 ja 150 mg/kg. Tässä esitettävässä esitutkimuksessa altistettiin 5–7 kasvia kullekin kuparitasolle.

Kanervan pituuskasvu pieneni kuparipitoisuuden noustessa, kun taas variksenmarjan kasvu oli 5 mg/kg pitoisuudessa parasta ja kääntyi laskuun vasta tätä suuremmilla pitoisuuksilla (kuva 4.41). Tulos viittaa siihen, että variksenmarja tarvitsee optimaaliseen kasvuun tietyn määrän kuparia, mutta kanerva kärsii jo 5 mg/kg pitoisuudesta. Kanervan lehtien värivikaisuus oli korkeimmilla kuparitasoilla puolta suurempaa kuin variksenmarjalla. Kaikki kanervat kuolivat, kun taas kaikki variksenmarjat säilyivät elossa 150 mg/kg käsitelystä. Saatu tulos näyttäisi vahvistavan Harjavallan kupari ja nikkelisulaton ympäristössä havaittua lajien runsausjakaumaa: kanerva on variksenmarjaa selvästi herkempi kuparin vaikutukselle.



Kuva 4.41. Kanervan siementaimien ja variksenmarjan pistokkaiden suhteellinen pituuskasvu laskettuna kolmen haaran keskiarvona eri kuparitasoilla. Kasvu on vakioitu kontrollitasoon.

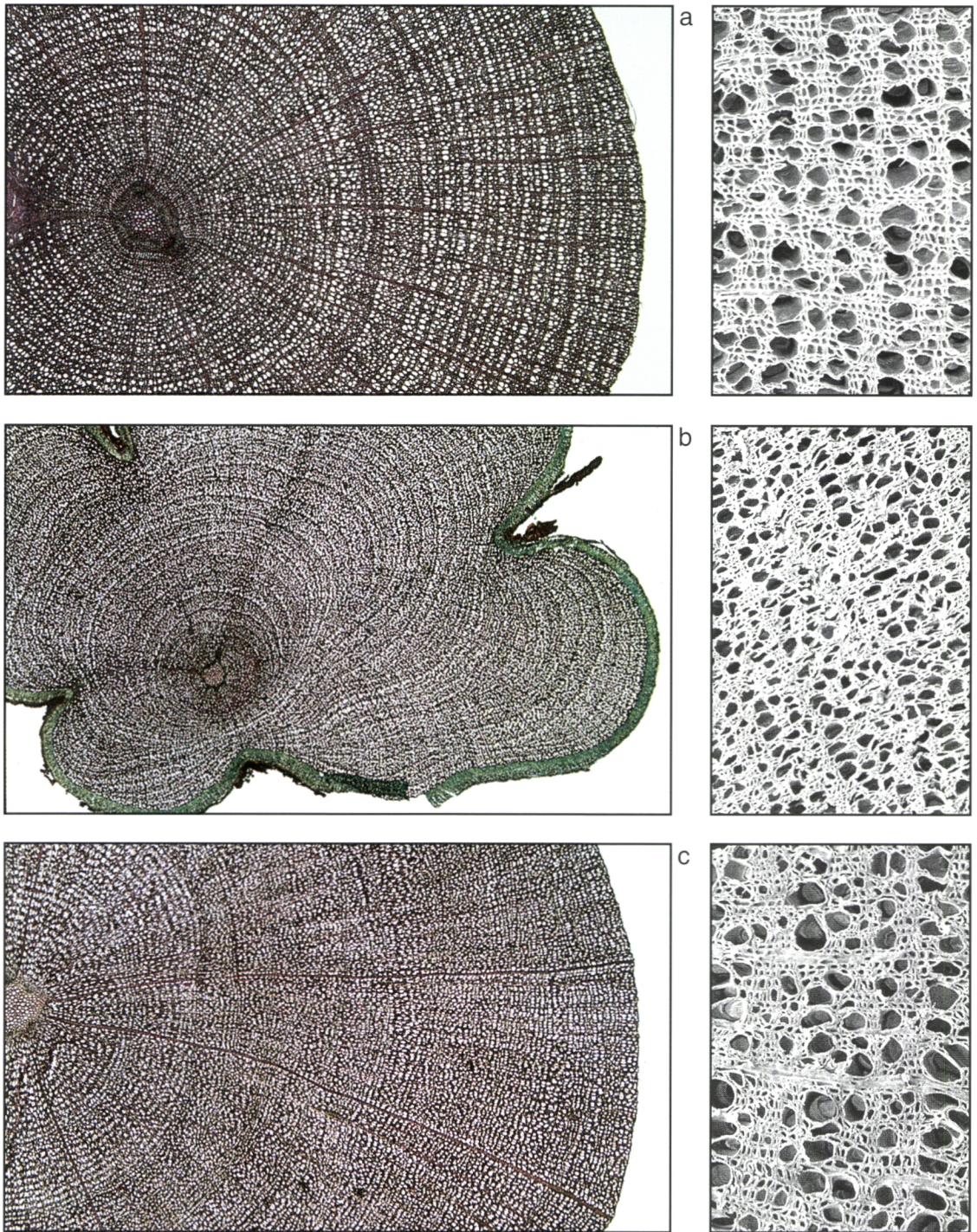
edustavat luultavasti populaatioiden sietokykyisimpiä yksilöitä. Pitkäaikaisen raskasmetallilaskeuman lisäksi myös korkeat rikkidioksidi-pitoisuudet ovat toimineet valintapaineena 1940- ja 1950-luvuilla (taulukko 4.6).

Alueen varpukasvustot saattavat olla juurtuneita saastuneen maan puhtaimpiin kohtiin tai niiden kasvualustassa on orgaanista ainesta kuten. lahoavaa puuta, joka sitoo raskasmetalleja. Esimerkiksi variksenmarjakasvustojen alla humuksen ja pintamaan kuparipitoisuudet olivat pienemmät kuin kasvittomilla alueilla¹⁸⁵. Tämän 'välttämismekanismin' lisäksi tarkasteltavilla varpulajeilla täytyy olla suuri raskasmetallien toleranssi.

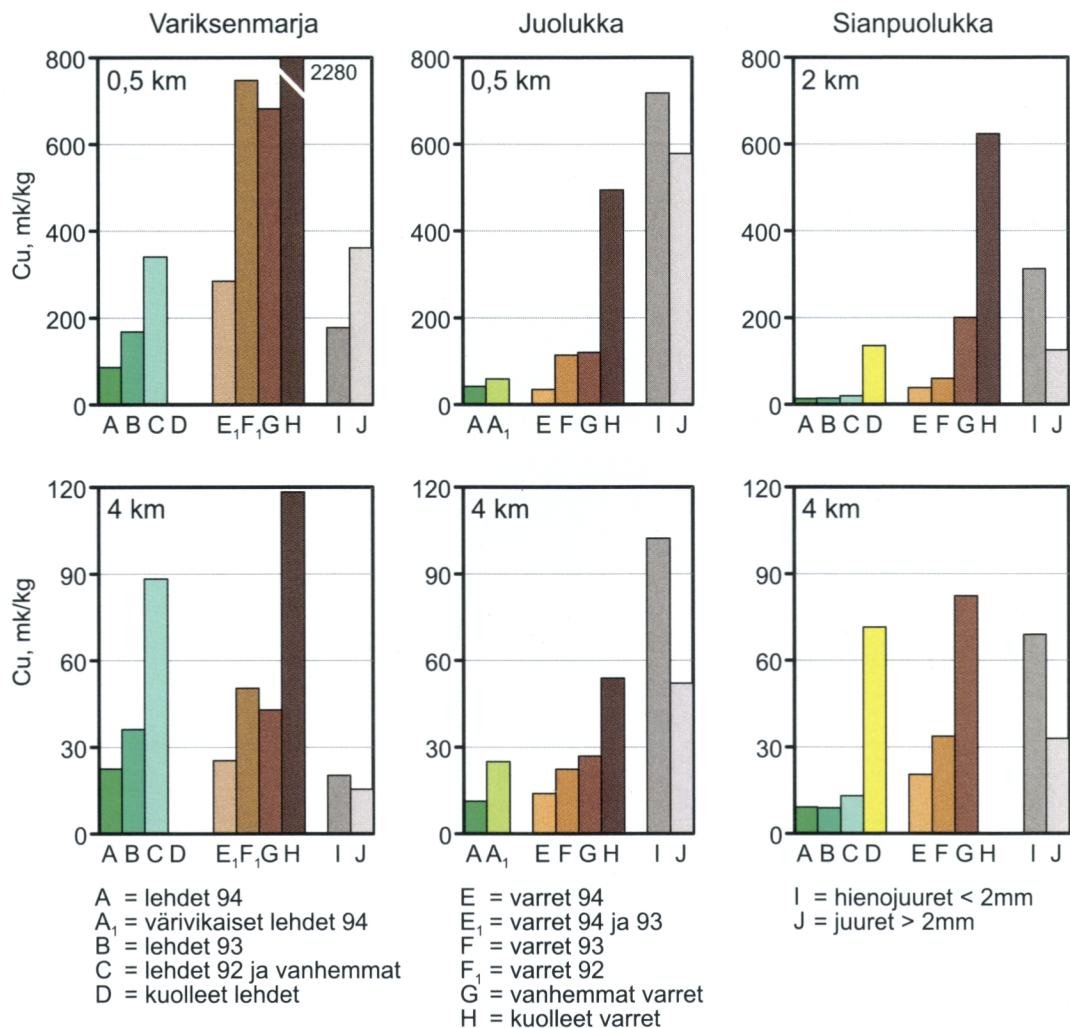
Alkuaineiden jakautuminen eri kasvinosiin antaa viitteitä fysiologisista mekanismeista, jotka selittävät näiden lajien kestävyyttä⁶. Varpujen maanpäällisten osien ja juurten

kemiallista koostumusta tutkittiin syyskuussa 1994 kahdella etäisyydellä sulatosta (variksenmarja ja juolukka 0,5 ja 4 km, sianpuolukka 2 ja 4 km). Kustakin lajista kaivettiin juurineen ylös kolme tai neljä kasvustoa molemmilla etäisyyksillä. Näytteet pestiin tislatulla vedellä ennen kemiallista analyysiä, jotta kasvien ulkopinnalle kertyneet aineet eivät vaikuttaisi tuloksiin.

Tarkasteltavat lajit olivat keränneet kuparia solukoihinsa erilaisilla tehokkuuksilla (kuva 4.43). Variksenmarjan lehtien ja varsien kuparipitoisuudet olivat suuremmat kuin muilla lajeilla. Sitä voidaan pitää ns. kerääjälajina, joka varastoit huomattavan korkeita kuparipitoisuuksia etenkin varsiin. Sama havainto on tehty myös Lapissa Kevolla kasvavalla pohjanvariksenmarjalla, jolle annettiin raskasmetallisetusta¹⁵⁰. Myös 4 km:n etäisyydellä lehtien ja var-



Kuva 4.42. Poikkileikkaukset Harjavallasta vuonna 1994 kerätyistä a) sianpuolukan, b) variksenmarjan ja c) juolukan varsista. Vasemmanpuoleisissa valomikroskooppinäytteissä puutuneet solut on värjätty punaisiksi ja selluloosa siniseksi. Kuvien suurennos on 15-kertainen. Vuosilustojen perusteella varsinäytteiden iäksi saatiin sianpuolukalla 35, variksenmarjalla 40 ja juolukalla 20 vuotta. Oikeanpuoleisten pyyhkäisyelektronimikroskooppikuvien suurennos on 50-kertainen. Niissä erottuu a) sianpuolukan ja c) juolukan säännöllinen solurakenne ja ydinsäteet. Variksenmarjalla vuosilustot eivät erotu aivan yhtä selvästi ja solurakenne on epäsäännöllinen. Kuvat P. Saranpää.



Kuva 4.43. Kuperipitoisuuksien jakautuminen eri kasvinosiin variksenmarjalla, juolukalla ja sianpuolukalla (3–4 kloonin keskiarvo). Näytteet kerättiin kahdelta etäisyydeltä Harjavallan sulatosta syyskuussa 1994.

sien kuparipitoisuudet olivat huomattavan korkeat, vanhoissa lehdissä lähes 90 mg/kg. Viljelykasvien lehtien toksisena kuparitasona pidetään noin 20–30 mg/kg, joskin eri lajien sietokyvyssä on suuria eroja¹¹². Esimerkiksi ns. hyperkerääjät voivat varastoida kuparia yli 1 000 mg/kg eläviin solukoihin ilman vaurioita⁸. Juolukalla kuparia kertyi juuriin, varsinkin hienojuurista mitatut pitoisuudet olivat korkeita. Myös sianpuolukalla hienojuurten kuparipitoisuudet olivat suuremmat kuin muiden elävien kasvinosien. Juolukka ja sianpuolukka näyttävät rajoittavan kuparin pääsyä juurista

maanpäällisiin kasvinosiin, mutta niiden mykorritsan merkitystä raskasmetallien sitojana ei täysin tunneta. Variksenmarjalla puolestaan kuparin siirtyminen varsista lehtiin on rajoittunut, mikä voi olla seurausta sen varsien pieniläpimittaisista putkiloista (kuva 4.42). Ne lisäävät muihin lajeihin verrattuna huomattavasti seinäpinta-alaa, mihin raskasmetallit voivat kiinnittyä. Kaikilla lajeilla kuparipitoisuudet kohosivat lehtien ja varsien vanhetessa ja kuolleiden kasvinosien pitoisuudet olivat korkeammat kuin elävien. Kuparin jakautuminen eri kasvinosiin oli molemmilla etäisyyksillä sa-

manlainen, vaikka 4 km:n etäisyydellä pitoisuudet olivat huomattavasti pienemmät kuin lähempänä päästölähdettä. Myös rauta- ja nikkelipitoisuuksien jakaumat eri kasvinosissa muistuttivat kuparia tutkituilla lajeilla. Tausta-alueella (Mekrijärvi vuonna 1992) variksenmarjan versojen kuparipitoisuudet olivat alle 10 mg/kg.

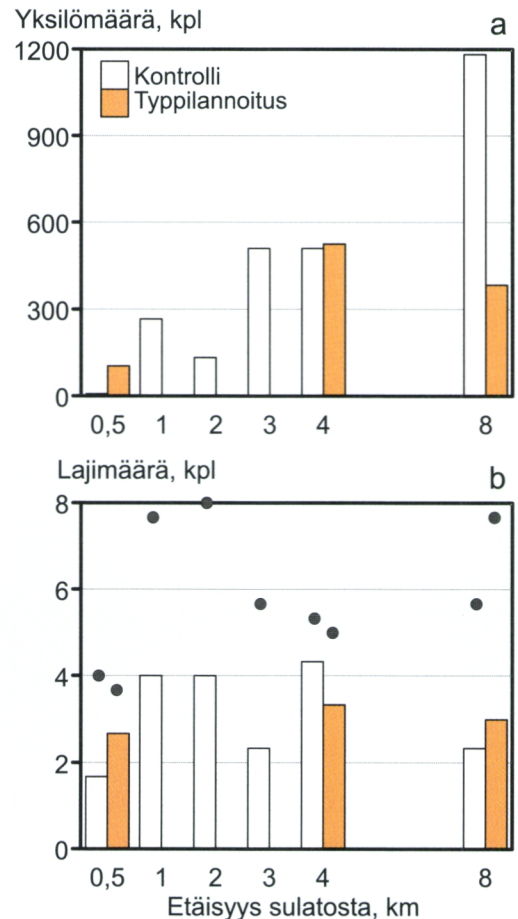
Maan siemenvaraston merkitys kasvillisuuden uudistumisessa

Saastuneessa maaperässä kasvien kyky kasvulliseen ja suvulliseen lisääntymiseen on rajoittunut. Tällöin maahan varastoituneiden siementen eli ns. siemenpankin merkitys korostuu. Kangasmetsien aktiivisen siemenpankin rakennetta tutkittiin Harjavallassa vuonna 1994. Aktiiviseksi siemenpankiksi kutsutaan niitä siemeniä, jotka itävät sopivissa oloissa. Loput siemenet jäävät lepotilaan ja muodostavat siemenpankin passiivisen osan. Kuolleiden siemenien osuutta ei tässä työssä selvitetty. Maanäytteet (9,5×9,5 cm), joista siemenet idätettiin, otettiin kuudelta etäisyydeltä (0,5, 1, 2, 3, 4 ja 8 km) metallisulatatosta. Näytteitä otettiin kaikilla etäisyyksillä kolmelta lannoittamattomalta koealalta, viisi näytettä koealaa kohti. Kolmella etäisyydellä (0,5, 4 ja 8 km) näytteitä otettiin myös tyyppilannoitetuilta koealoilta. Yhteensä 135 näytettä idätettiin kasvihuoneissa kvartsihiekan ja turpeen seoksella¹⁸⁷.

Noin 5 kuukautta kestäneen kokeen aikana iti kaikkiaan 16 lajin siemeniä yhteensä 1 300 kpl. Eniten syntyi hieskoivua (543 tainta), kanervaa (490) ja pallosaraa (149). Siemeniä iti kaikilta tutkimuskohteilta, muutama myös saastuneimmasta maasta. Vaikka kanerva ilmestyy maanpäälliseen kasvillisuuteen vasta 2–4 km:n etäisyydellä, sen itämiskykyisiä siemeniä oli myös lähempänä sulattoa (kuva 4.44). Kanervan taimien määrä lisääntyi lähes suoraviivaisesti etäisyyden kasvaessa sulatosta (0,5 km 7 kpl/m² ja 8 km 1 182 kpl/m²). Maanpäällisen kasvillisuuden lajikoostumus ja runsaus heijastuivat jossain määrin maan siemenvaraston koostumukseen (kuva 4.44). Jos kasvillisuus oli

niukkaa ja vaurioitunutta myös siemenpankin koko oli pienentynyt. Kuusi siemenpankista löydettyä lajia, lampaannata, nurmirölli, harmaasara, kanervisara, ahosuolaheinä ja sinililja puuttuivat maanpäällisestä kasvillisuudesta. Siemenpankista taas puuttuivat koealoilla kasvavat sianpuolukka, mustikka, suopursu, kuusi ja virpapaju. Tyyppilannoituksella ei näyttänyt olleen vaikutusta itämiskykyisen siementen määrään.

Harjavallan siemenpankinäytteistä (8 km) syntyi taimia keskimäärin 1 211 kpl/m². Kuolan niemimaalta Montšegorskin sulaton

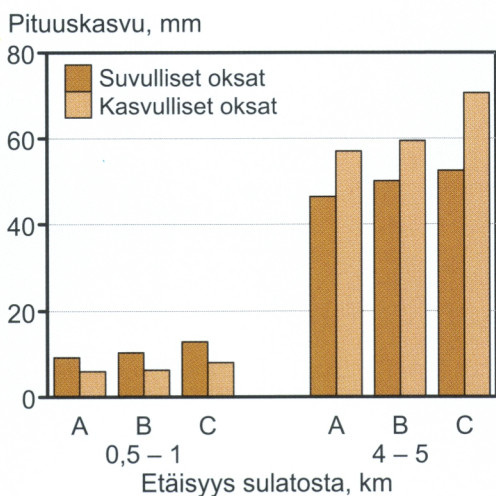


Kuva 4.44. a) Kangasmetsien siemenpankista itäneiden kanervan taimien keskimääräinen lukumäärä eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta vuonna 1994. b) Putkilokasvien keskimääräinen lajimäärä siemenpankissa (pylväät) ja maanpäällisessä kasvillisuudessa (pallo).

ympäristöstä vastaavalta etäisyydeltä otetuissa näytteissä itäneiden siementen määrä oli huomattavasti pienempi – taimia oli keskimäärin 160 kpl/m²⁸⁵.

Nuorten taimien alkukehitys on kriittisin vaihe kasvien suvulliselle uudistumiselle raskasmetallien saastuttamassa maassa. Vaikka maaperässä olisi eläviä siemeniä, niiden itäminen voi epäonnistua tai sirkkataimet voivat kuolla. Raskasmetallit voivat esimerkiksi estää taimien juuria tunkeutumasta saastuneen pintamaan läpi ja puhtaampaan maahan⁸⁴. Myös mykorritsainfektio voi estyä saastuneessa maassa.

Siemenpankista syntyneiden kanervan taimien keskimääräinen elinikä oli sitä pitempi ja elossa säilyneiden taimien lukumäärä sitä suurempi mitä kauempaa sulatosta tuodussa maassa ne kasvoivat¹⁵⁸. Suurin osa taimista, jotka syntyivät 0,5–2 km:n etäisyydeltä kerätyistä näytteistä, kuoli muutaman viikon ikäisinä. Elossa säilymisen todennäköisyydet paranivat etäisyyden kasvaessa, eikä typpilannoituksella ollut juurikaan vaikutusta kuolemisriskiin.



Kuva 4.45. Variksenmarjan uusimpien vuosikasvaimien pituuskasvu vuonna 1994 kahdella etäisyydellä Harjavallan sulatosta. Suvullisten ja kasvullisten oksien keskimääräinen kasvu esitetty erikseen. A = lannoittamaton kangasmetsä, B = typpilannoitettu kangasmetsä, C = lannoittamaton räme.

Variksenmarjan kehitys puhtaassa ja saastuneessa maassa

Variksenmarjan versokasvua, haaromista ja suvullista lisääntymistä tutkittiin vuonna 1994 sekä kangas- että turvemaalla¹⁵⁹. Kangasmettien aineisto kerättiin lannoituskokeiden kontrolli- ja typpilannoituskoealoilta 0,5 ja 4 km:n etäisyyksiltä (kuva 4.32). Ojitettujen rämeiden koealat sijaitsivat 1 km:n (Hallaskorpi, pallosararäme) ja 5 km:n (Kurkelansuo, isovarpu-räme) etäisyyksillä. Kaikilla kuudella tutkimuskohteella valittiin 20 kasvustoa, joista mitattiin versojen pituuskasvu ja laskettiin lehdellisten vuosikasvainten, elävien ja kuolleiden sivuhaarojen sekä kukkasilmujen ja marjojen lukumäärät.

Variksenmarjan eteläinen alalaji on kaksikotinen eli sen emi- ja hedekukat ovat eri yksilöissä. Kaikilla koealoilla kasvoi molempia sukupuolia, koko aineistossa hedekysilöitä oli 60 % ja emiyksilöitä 40 %. Vaikka kukkasilmujen määrä oli saastuneessa ympäristössä suurempi kuin puhtaassa, vain harvat emikukat kehittyivät marjoiksi asti. Tuulipölytyksen epäonnistuminen voi olla seurausta eri sukupuolta olevien kasvustojen suurista välimatkoista, liian vähäisestä siitepölymäärästä tai siitepölyn itämishäiriöistä.

Lähellä sulattoa kasvavien variksenmarjojen versokasvu ja haarominen oli vähäisempää kuin kauempana (kuva 4.45). Useilla kasvilajeilla, kuten esimerkiksi pohjanvariksenmarjalla¹³⁵, on havaittu kilpailusuhte suvullisen lisääntymisen ja versokasvun välillä. Myös Harjavallan puhtaammassa ympäristössä kasvavilla variksenmarjoilla suvullisten, kukkasilmuja tai marjoja tuottavien, oksien pituuskasvu ja haarominen oli pienempää kuin kasvullisten oksien (kuva 4.45). Sen sijaan saastuneessa ympäristössä suvulliset oksat kasvoivat eniten myös pituutta. Typpilannoituksen kasvua lisäävä vaikutus ilmeni vasta 4–5 km:n etäisyydellä. Kasvu oli turvemaalla hieman parempi kuin kangasmaalla.

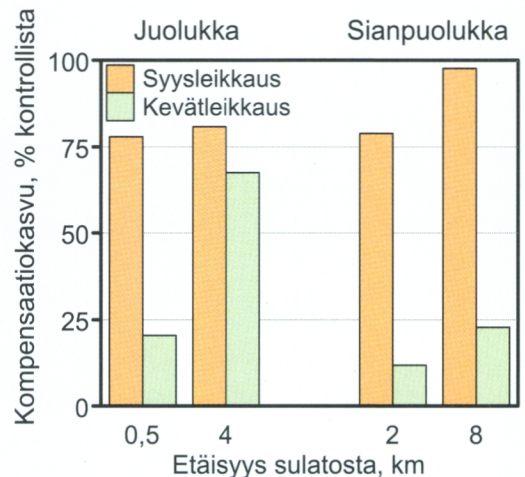
Juolukan ja sianpuolukan kompensaatiokasvu

Kasvien kyky korvata menetettyä biomassaa on tärkeä keino, joka mahdollistaa niiden toipumisen erilaisten häiriöiden kuten esimerkiksi kasvinsyöjien aiheuttaman vaurion jälkeen^{179, 70}. Ikivihreän sianpuolukan ja lehtensä varistavan juolukan kasvua ja suvullista lisääntymistä tutkittiin Harjavallassa voimakkaasti (0,5–2 km) ja lievästi (4–8 km) saastuneilla alueilla kanervatyypin metsissä vuosina 1994–1995¹⁶⁰. Sulaton lähellä kasvavat juolukat tekivät runsaasti uudisversoja vanhoista varsista (kuva 4.46). Tutkimushypoteesin mukaan raskasmetallien aiheuttama versojen kuoleminen purkaa oksien apikaalidominanssin, mikä johtaa lepotilassa olevien silmujen aktivoitumiseen ja sivuhaarojen kehittymiseen myös vanhoissa varsissa. Versojen nopea uusiutuminen, joustava haarominen ja kyky kompensaatiokasvuun parantaa varpukloonien selviytymisen mahdollisuuksia saastuneessa ympäristössä. Juolukalla lehtien nopea kiertoaika saattaa olla keino päästä eroon lehtiin kertyneistä raskasmetalleista.

Versokuoleman vaikutuksia juolukan ja sianpuolukan haaromisstrategiaan tutkittiin poistamalla molemmilla lajeilla 10 kasvuston kolmesta oksasta kaikki uusimmat vuosikasvaimet syksyllä 1994. Saman kasvuston kolme käsittelemätöntä oksaa valittiin vertailutasoksi. Käsittely toistettiin seuraavana keväänä 10 uudella kasvustolla. Versojen poistaminen leikkamalla lisäsi uudisversojen syntymistä sekä juolukalla että sianpuolukalla (kuva 4.47). Molempien lajien kompensaatiokasvu oli syksyllä tehdyn leikkauksen jälkeen hyvä, ja sianpuolukalla versojen lukumäärä jopa lisääntyi leikkauksen seurauksena. Keväällä leikattujen oksien kasvu jäi selvästi pienemmäksi kuin kontrollioksien ja oli sianpuolukalla heikompi kuin juolukalla. Ikivihreän sianpuolukan ravintovarastot sijaitsevat suurelta osin vanhemmissa lehdistä, kun taas lehtensä varistavalla juolukalla varsissa ja juuristossa⁸². Sianpuolukan



Kuva 4.46. Juolukka kasvattaa usein uudisversoja vanhoista varsista, jos sen oksien apikaalidominanssi on purkautunut jonkin vaurion seurauksena. Kuva I. Vanha-Majamaa.



Kuva 4.47. Juolukan ja sianpuolukan oksien keskimääräinen kompensaatiokasvu syksyllä 1993 ja keuhällä 1994 tehdyn versojen leikkauksen jälkeen. Kompensaatiokasvu esitetty prosentteina kontrollioksien kasvusta.

kertaalleen keväällä käytetyt varastot eivät riittäneet uuteen kasvuun samana kesänä yhtä hyvin kuin juolukalla. Saastumisasteella ei ollut selvää vaikutusta kompensatiokasvuun kummallakaan lajilla.

Päätelmiä

Raskasmetallit ja rikki ovat aiheuttaneet Harjavallan sulaton ympäristössä kasvillisuudelle voimakkaan valintapaineen, josta vain kestävimpien kasvilajien sietokykyisimmät yksilöt ovat säilyneet elossa. Raskasmetallien lisäksi ravinnepuutokset ja kuivuus ovat säädelleet kasvilajien runsautta. Kohtalokkainta raskasmetallilaskeuma on ollut sammalille ja jäkälille, jotka eivät kykene välttämään myrkyllisten alkuaineiden pääsyä kasviin. Putkilokasveille taas on kehittynyt erilaisia mekanismeja sietokyvyn lisäämiseksi. Osa mekanismeista perustuu raskasmetallien ulkoiseen välttämiseen, joissa ilmeisesti mykorritsa on tärkeä merkitys, ja osa sisäisiin fysiologisiin ja biokemiallisiin keinoihin.

Tutkimuksen kohteena olleista varpulaajeista variksenmarja ja juolukka menestyvät luontaisesti monenlaisilla kasvupaikoilla, niin kuivilla kankailla, kosteilla turvemaidella kuin tuntureillakin. Niiden laaja ekologinen mukautumiskyky saattaa auttaa sopeutumista myös raskasmetallien saastuttamaan ympäristöön. Sianpuolukka on kasvupaikkansa suhteen vaativampi, mutta myös tämän lajin joustava klonaalinen kasvutapa ja hyvä kompensatiokasvu parantavat sen elinmahdollisuuksia. Kaikki kolme varpulajia varastoivat raskasmetalleja juuriin tai varsiin ja rajoittivat niiden pääsyä lehtiin.

Vaikka maan siemenvarasto tarjoaa mahdollisuuden kasvillisuuden uusiutumiselle saastekuormituksen pienennyttyä, nuoret taimet kuolevat myrkyllisessä maassa. Juuri suvullisen lisääntymisen epäonnistuminen estää raskasmetalleille sietokykyisten rotujen kehittymisen. Kasvien leviämistä saastuneelle alueelle estä-

vät toimivan orgaanisen kerroksen puute maassa ja kasvien juurten kyvyttömyys tunkeutua raskasmetallien saastuttaman pintamaan läpi puhtaaseen maahan.

Puuston biomassa ja ravinnepitoisuudet

Tiina Nieminen, Heljä-Sisko Helmisaari, Mikko Kukola ja Anna Saarsalmi

Puuston biomassa

Puuston maanpäällisten osien biomassan määrittämiseksi kustakin Harjavallan tutkimusmänniköstä (0,5, 2, 4 ja 8 km:n etäisyydellä, kuva 4.32) kaadettiin noin 30 koepuuta. Neulasten biomassa määritettiin ikäluokittain punnitsemalla ja runkopuun biomassa laskettiin tilavuuden ja tiheyden perusteella. Vertailuarvoina käytetään Hämeenkaan männikön vastaavia tunnuksia. Kaikki tutkimusmänniköt olivat keskenään lähes saman ikäisiä, mutta runkoluku ja puuston tilavuus olivat vaurioituneessa sulaton lähimetsikössä pienempiä kuin muualla (taulukko 4.11).

Kaatokoepuiden eri osien biomassojen ja puutunnusten perusteella laadittiin regressioyhtälöt, joiden avulla laskettiin vastaavat metsikkökohtaiset biomassat. Sekä runkopuun massa että neulasmassa olivat pienimpiä sulattoa lähinnä olevassa männikössä (kuva 4.48), mutta muut Harjavallan männiköt eivät poikenneet merkittävästi toisistaan. Vanhimpien neulasikäluokkien osuus oli sulattoa lähinnä olevassa männikössä suhteellisesti pienempi kuin etäämpänä sijaitsevilla männiköillä.

Hienojuurten biomassa määritettiin maastanostetuista kairanäytteistä (20 kpl/koeala). Männyn hienojuurten (läpimitta < 2 mm) määrä oli syyskesällä 1992 pienin sulaton lähimetsikössä, mutta erot metsiköiden kesken eivät ol-

Taulukko 4.11. Tutkimusmetsiköiden puustotunnus-
sia vuodelta 1991.

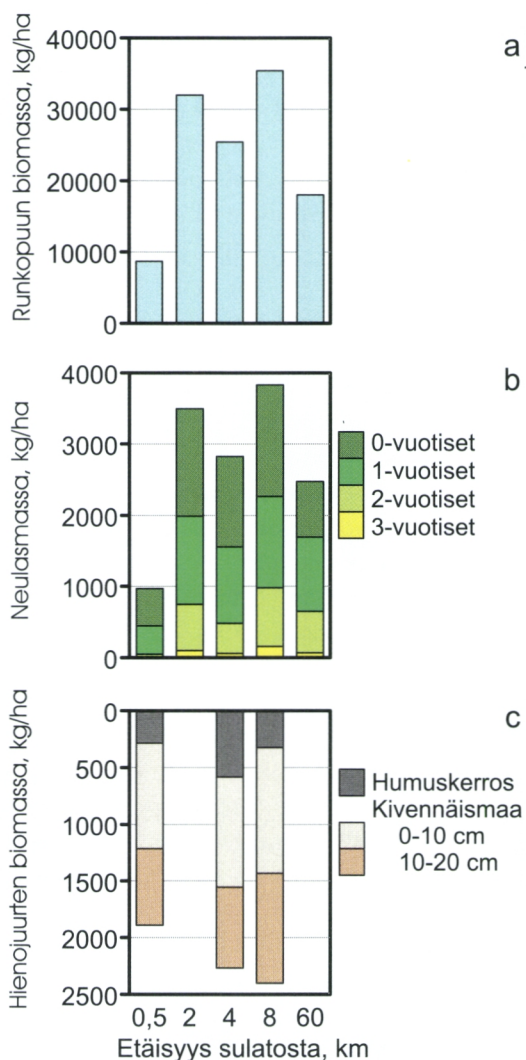
Etäisyys sulatosta, km	0,5	2	4	8	60
Ikä, v	47	52	45	38	42
Runkoluku, kpl/ha	1008	1230	1517	1552	2063
Valtapiuus, m	7,6	12,5	11,1	12,4	9,2
Tilavuus, m ³	23,2	85,3	67,8	94,5	48,1
Tilavuuskasvu, m ³ /ha/v	0,31	3,78	2,78	6,27	3,29
Tilavuuskasvu, %	1,24	4,59	4,18	6,59	6,84

leet tilastollisesti merkitseviä. Hienojuurten biomassassa oli lievästi saastuneissa metsiköissä 60–80 % neulasten biomassasta, mutta sulaton läheisyydessä hienojuurten biomassassa oli lähes kaksinkertainen neulasmassaan verrattuna (kuva 4.48).

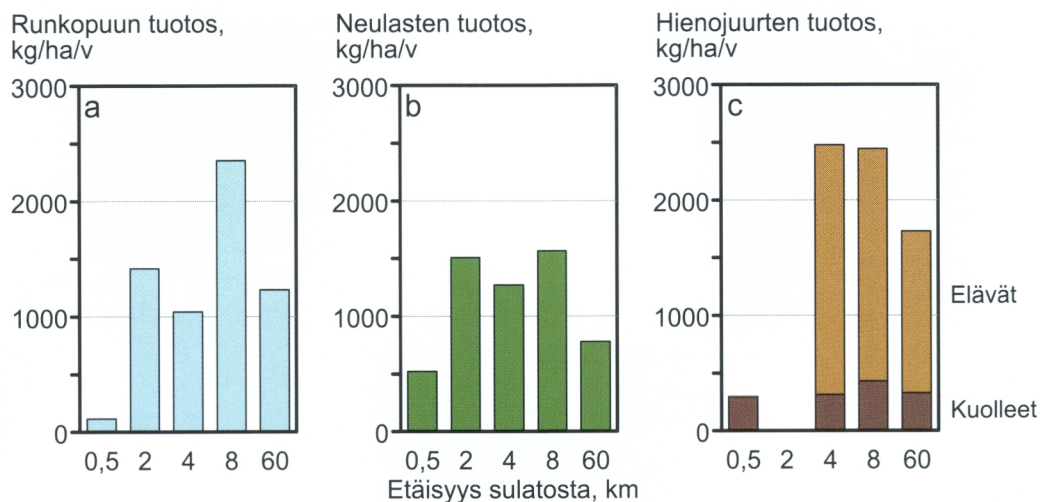
Runkopuun vuotuinen biomassatuotos määritettiin edeltävän viisivuotisjakson keski-
kasvun perusteella ja nuorimman neulasvuosikerran massan arvioitiin vastaavan neulasten vuotuista biomassatuotosta. Sekä runkopuun että neulasten vuotuinen biomassatuotos oli pienin lähinnä sulattoja sijaitsevassa metsikössä (kuva 4.49). Lisäksi runkopuun ja neulasbiomassan tuotoksen suhde muuttui mitä kauemmas sulatosta siirryttiin. Kahdessa etäisimmässä tutkimusmetsikössä runkopuun tuotos oli selvästi neulasten tuotosta suurempi, mutta lähempänä sulattoja tilanne oli päinvastainen.

Hienojuurten biomassatuotosta selvitettiin ns. kasvukolonnien avulla (s. 162.), jotka asennettiin maahan kesäkuussa 1994 ja nostettiin pois syyskuussa 1995 (24 kpl/koeala). Hienojuurten kasvu oli vähäisintä sulaton lähimetsikössä, missä lähes kaikki kolonneihin kasvaneet hienojuuret olivat nostettaessa jo kuolleita (kuva 4.49). Kolonneihin kasvaneet hienojuuret olivat ilmeisesti säilyneet elossa vain lyhyen ajan. Muissa metsiköissä suurin osa 15 kk:n aikana kolonneihin kasvaneista hienojuurista oli vielä elossa.

Vuotuinen hienojuurten biomassatuotos oli sulattoja lähinnä olevassa metsikössä noin kuudesosa hienojuurten kokonaisbiomassan määrästä elokuussa 1992 (kuvat 4.48 ja 4.49). Tämä viittaa siihen, että hienojuurten tuotos oli



Kuva 4.48. Männiköiden a) runkopuun biomassa, b) neulasmassa ikäluokittain ja c) hienojuuribiomassa elokuussa 1992 eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta.



Kuva 4.49. Männiköiden vuotuinen a) runkopuun, b) neulasten ja c) männyn hienojuurten biomassatuotos eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta. Elävät: juurikolonneihin kasvaneet, nostohetkellä vielä elävät hienojuuret; kuolleet: juurikolonneihin kasvaneet, mutta nostohetkellä jo kuolleet hienojuuret.

suurempi ja kuolleisuus pienempi vuonna 1992 kuin vuosina 1994 ja 1995. Kauempana sulatosta vuotuinen biomassatuotos oli jopa hieman suurempi kuin hienojuurten kokonaisbiomassa elokuussa 1992, joten näissä männiköissä hienojuuristo voi uudistua kokonaan yhden vuoden kuluessa. Runkopuun biomassatuotokseen verrattuna hienojuurten tuotos oli lähinnä sulattoa noin kaksinkertainen ja kauempana jonkin verran pienempi.

Metallien kuormittamassa sulaton lähiympäristössä suhteellisesti suurempi osa biomassatuotoksesta keskittyi juuristoon ja neulasiin kuin kauempana kasvavissa männiköissä. Männyn juuriston tiedetään vähäravinteisessa maassa kehittyvän suhteellisesti suuremmaksi kuin runsasravinteisessa maassa⁹⁹ (s. 166). Pitkäaikaisesta raskasmetallikuormituksesta aiheutunut maaperän köyhtyminen (s. 185 ja 188), kuparin ja nikkelin mahdollisten myrkyvytusten ohella, on syynä mäntyjen heikkoon kasvuun sulaton välittömässä läheisyydessä.

Puuston ravinnepitoisuudet

Neulasten ravinnepitoisuuksien määrittämiseksi Harjavallan tutkimusmänniköstä kerättiin neulasnäytteet noin 60 puusta tammikuussa 1992. Hienojuurten ravinnepitoisuudet määritettiin syyskuussa 1992 ja runkopuun ja kuoren ravinnepitoisuudet kesäkuussa 1994 otetuista näytteistä.

Neulasten ja hienojuurten typpi- ja fosforipitoisuuksissa ei ollut selviä eroja etäisyyden suhteen. Rikkipitoisuudet kohosivat sulattoa lähestyttäessä, mutta olivat normaalitasolla. Neulasten kalsiumpitoisuudet olivat melko alhaiset 0,5 km:n etäisyydellä (taulukko 4.12). Neulasten ja hienojuurten magnesiumpitoisuudet pienenevät sulattoa lähestyttäessä, kuten myös humuskerroksen vaihtuvan magnesiumin pitoisuudet (s. 185). Kaikissa metsiköissä neulasten magnesiumpitoisuudet olivat melko alhaisia ja sulattoa lähinnä olevassa metsikössä männyn kärsivät magnesiumin puutteesta. Hienojuurten magnesiumpitoisuudet olivat Harjavallassa selvästi pienempiä kuin Ilomantsin Mekrijärvellä⁶¹. Samoin runkopuun ja kuoren kalsium- ja etenkin magnesiumpitoi-

Taulukko 4.12. Puun eri ositteiden alkuainepitoisuuksia eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta.

		Etäisyys sulatosta, km		
		0,5	4	8
Ca, g/kg	neulas	1,4	1,7	1,9
	hienokuoret	2,4	3,1	2,3
	kuori	2,3	1,7	1,6
	runkopuu	0,4	0,2	0,3
Mg, g/kg	neulas	0,6	0,9	1,0
	hienokuoret	0,4	0,5	0,5
	kuori	0,05	0,05	0,03
	runkopuu	0,06	0,06	0,06
S, g/kg	neulas	1,3	1	1,1
	hienokuoret	0,7	0,4	0,4
	kuori	–	–	–
	runkopuu	–	–	–
Cu, mg/kg	neulas	167	28	11
	hienokuoret	482	240	74
	kuori	388	48	15
	runkopuu	1,7	1,2	0,5
Ni, mg/kg	neulas	43	8	5
	hienokuoret	307	52	16
	kuori	47	10	4
	runkopuu	5	3	0

suudet ovat alhaisia verrattuina Mekrijärven männikön pitoisuuksiin⁶⁷.

Puun eri ositteiden kuparin ja nikkelin pitoisuudet nousivat sulattoa lähestyttäessä ilmentäen näiden aineiden kertymistä laskeuman kasvamisen myötä. Montségorskin ympäristön pahimmin vaurioituneella vyöhykkeellä männyn neulasten kuparipitoisuudet ovat olleet 40 mg/kg ja nikkelipitoisuudet lähes 110 mg/kg¹². Myöhemmässä tutkimuksessa on samalta alueelta saatu männyn neulasten suurimmiksi kuparipitoisuuksiksi noin 130 mg/kg ja nikkelipitoisuuksiksi yli 100 mg/kg¹⁵¹. Harjavallasta kesäkuussa 1987 kerättyjen männyn neulasten kuparipitoisuudet olivat kilometrin etäisyydellä sulatosta jopa 500 mg/kg⁶⁰. Harjavallan sulaton kokonaispölypäästöjen on arvioitu olleen vuonna 1987 noin kolminkertaiset vuoden 1991 päästöihin verrattuna¹⁵², joten selvästi suurempi kuparilaskeuma selittää vuoden 1987 erittäin korkeat pitoisuudet.

Kuparin ja nikkelin pitoisuudet hienokuorissa olivat selvästi suurempia kuin neulasissa. Hienokuorten ja neulasten kuparipitoisuuksien

väliset erot olivat lähes kymmenkertaiset lukuunottamatta sulaton lähialuetta, missä ero oli vain noin kolminkertainen. Raskasmetallien kertyminen juuriin ilmentää kasvin sopeutumista raskasmetallipitoiseen kasvualustaan, jos metallien liikkuminen juurista versoon on vähäistä ja maanpäällisten kasvinosien raskasmetallitaso pysyy suhteellisen alhaisena⁶. Harjavallan ympäristössä neulasten korkeisiin raskasmetallipitoisuuksiin on vaikuttanut pölymäinen kuivalaskeuma eikä pelkästään raskasmetallien otto juurten kautta. Runkopuun kupari- ja nikkelipitoisuudet olivat alhaisia muihin puun ositteisiin verrattuna.

Ekosysteemin ravinnetila

Tiina Nieminen, John Derome, Heljä-Sisko Helmsaari ja Anna Saarsalmi

Ekosysteemiin tulevia ravinnemääriä tutkittiin 0,5, 4 ja 8 km:n etäisyydellä Harjavallan sulatosta seuraamalla sadeveden, karikkeen ja maaperän vajoveden määrää ja laatua neljän vuoden ajan (1993–1996). Sadevesinäytteitä mitattiin sekä avoimelta paikalta (vapaa sadanta) että latvuston alta (metsikkösadanta).

Typhen ja fosforin vuotuiset metsikkösadantalaskeumat ovat tausta-alueella yleensä pienempiä kuin vapaan sadannan laskeumat, sillä latvusto sitoo itseensä sadeveden tyypeä ja fosforia⁶⁶. Harjavallassa näitä ravinteita kuitenkin huuhtoutui latvustosta, sillä etenkin typhen metsikkösadantalaskeuma oli sulaton lähimetsikössä paljon vapaan sadannan laskeumaa suurempi (taulukko 4.13). Myös muiden ravinteiden laskeumat olivat metsässä suurempia kuin avoimella paikalla.

Vapaan sadannan kupari- ja nikkelimäärät olivat suurimmat sulaton lähellä, jossa veden kulkeutuessa latvuston läpi kupari- ja nikkelimäärät kasvoivat yli kaksinkertaisiksi neulasten pinnalle kiinnittyneiden kupari- ja nikkelihukkasten (kuivalaskeuma) huuhtoutuessa maahan.

MYKORRITSAT JA RASKASMETALLIT

Sari Janhunen ja Heljä-Sisko Helmisaari

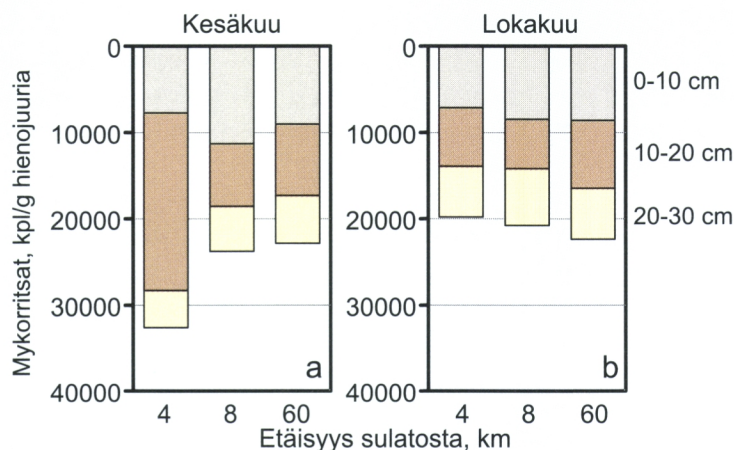
Juurten kasvukolonneissa kasvaneista hienojuurista laskettiin esikäsittelyn jälkeen elävien mykorritsallisten, elävien mykorritsattomien ja kuolleiden juurenkärkien lukumäärät. Lisäksi eroteltiin toisistaan kaksihalkoiset ja kyhmymäiset mykorritsat. Tämän jälkeen hienojuuret kuivattiin ja mykorritsojen lukumäärä laskettiin hienojuurten kuivamassaa kohti.

Puolen kilometrin etäisyydellä sulatosta kasvukolonneissa ei ollut juuri lainkaan eläviä hienojuuria eikä mykorritsoja. Muissa metsiköissä mykorritsallisten juurenkärkien lukumäärät lisääntyivät kesän 1994 aikana, mutta juuribiomassan voimakkaasta kasvusta johtuen juurenkärkien lukumäärän ja hienojuurten kuivamassan suhde pieneni kaikissa metsiköissä kesästä syksyyn (kuva 4.50). Hienojuuria ja mykorritsoja oli kesäkuussa Hämeenkaan 'puhtaalla' vertailualueella ja 8 km:n etäisyydellä sulatosta eniten kivennäismaan pintakerroksessa (0–10 cm), mutta kohtalaisesti saastuneella alueella (4 km:n etäisyydellä) eniten 10–20 cm:n syvyydessä. Tällä alueella kivennäismaan pintakerroksessa oli kesäkuussa huomattavasti enemmän sekä mykorritsattomia että mykorritsallisia juurenkärkiä kuin kauempana sijaitsevilla alueilla. Lisäksi elävien juurenkärkien osuus kaikista juurenkärjistä oli kesäkuussa keskimäärin 88 %. Hämeenkaan vertailualueella elävien mykorritsallisten juurenkärkien osuus oli samanaikaisesti vain 35 %, ja kuolleita hienojuuria oli enemmän kuin muilla alueilla.

Lokakuussa tutkimusmetsiköissä oli paljon eläviä juurenkärkiä, 70–95 % kaikista juurenkärjistä. Mykorritsallisten juurenkärkien osuus oli yli 65 %. Kaksihalkoisten ja kyhmymäisten mykorritsojen yleisyydessä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja suuresta hajonnasta johtuen. Raskasmetalleja melko hyvin kestävä *Cenococcum geophilum* –sientä esiintyi eniten 4 km:n etäisyydellä sulatosta. Wilkinsonin ja Dickinsonin²⁰¹ mukaan mykorritsayhteisöt voivat myös geneettisesti sopeutua maaperän korkeisiin raskasmetallipitoisuuksiin.

Mykorritsa auttaa kasvia ravinteiden ja veden otossa, ja raskasmetallien saastuttamilla alueilla se lisää kasvin sietokykyä^{15,58}. Ektomykorritsat pystyvät vähentämään raskasmetallien myrkyllisyyttä sitomalla metalleja juuriin tai sienien rakenteisiin, aiheuttamalla anionien ja metallien välisiä reaktioita, sitomalla metallioksalaatteja soluväleihin tai rajoittamalla metallien kuljetusta²⁹. Toisaalta raskasmetallien (Cu, Pb, Zn) on havaittu vähentävän mykorritsojen runsautta tai (Cd-altistuksessa) sienien kasvua^{9, 20}.

Tämän tutkimuksen tulokset viittaavat siihen, että yli 4 km:n etäisyydellä sulatosta mykorritsat ovat varsin kestäviä vallitseville raskasmetallipitoisuuksille. Hyvää sopeutumiskykyä osoittavat sekä hienojuurten kasvu että mykorritsojen yleisyys. Mykorritsat voivat näin parantaa männyn sopeutumista raskasmetalleja sisältävään maahan saastuneimpia alueita lukuunottamatta.



Kuva 4.50. Männyn mykorritsojen määrä juurikolonneissa eri etäisyyksillä Harjavalan sulatosta a) kesäkuussa ja b) lokakuussa 1994.

Taulukko 4.13. Vapaan sadannan, metsikkösadannan ja vajoveden keskimääräiset vuotuiset ravinnemäärät eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta vuosina 1993–1996.

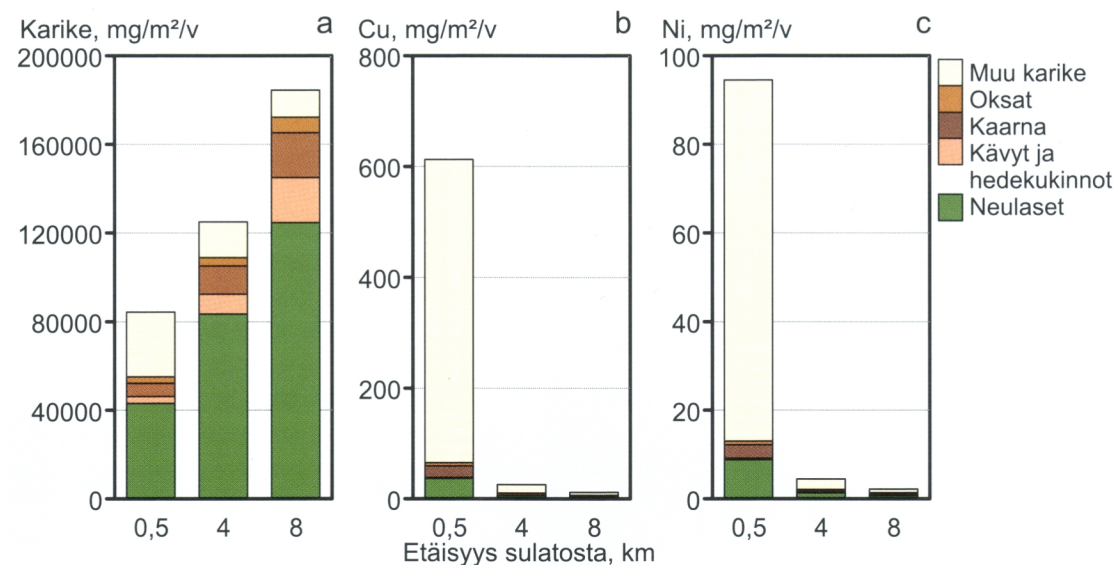
Etäisyys sulatosta, km		0,5	4	8
Vesimäärä, mm/v	vapaa sadanta	464	597	442
	metsikkösadanta	435	392	404
	vajovesi	77	71	59
N, mg/m ² /v	vapaa sadanta	646	490	377
	metsikkösadanta	1591	482	377
	vajovesi	146	90	62
P, mg/m ² /v	vapaa sadanta	14	15	14
	metsikkösadanta	18	13	12
	vajovesi	5	7	4
K, mg/m ² /v	vapaa sadanta	75	53	44
	metsikkösadanta	417	198	198
	vajovesi	181	149	102
Ca, mg/m ² /v	vapaa sadanta	145	64	49
	metsikkösadanta	355	138	105
	vajovesi	236	25	47
Mg, mg/m ² /v	vapaa sadanta	47	20	17
	metsikkösadanta	91	39	31
	vajovesi	62	13	17
S, mg/m ² /v	vapaa sadanta	745	387	310
	metsikkösadanta	1816	464	376
	vajovesi	519	164	136
Mn, mg/m ² /v	vapaa sadanta	3	0,7	0,6
	metsikkösadanta	12	7	6
	vajovesi	15	3	7
Cu, mg/m ² /v	vapaa sadanta	165	10	3
	metsikkösadanta	369	12	3
	vajovesi	97	2	0,8
Ni, mg/m ² /v	vapaa sadanta	72	1,4	1,2
	metsikkösadanta	138	1,6	0,7
	vajovesi	74	0,9	0,3

Vajoveden mukana vuosittain 20 cm:n syvyyteen huuhtoutuneet kupari- ja nikkelimäärät olivat huomattavan suuria lähellä sulattoa sijaitsevassa männikössä (taulukko 4.13). Kun vapaan sadannan laskeumasta vähennetään 20 cm:n syvyyteen huuhtoutunut määrä, saadaan yksinkertainen tulo-meno-ainetase. Positiiviset arvot kuvaavat metallien kertymistä ekosysteemiin ja negatiiviset puolestaan sen vähenemistä. Tällainen tarkastelu osoittaa kuparia kertyneen ekosysteemiin lähellä sulattoa (+68), mutta nikkelin määrä hieman väheni (-2) tutkimusjakson aikana. Kalsiumin ja magnesiumin taseet ovat negatiivisia sulattoa lähinnä olevassa

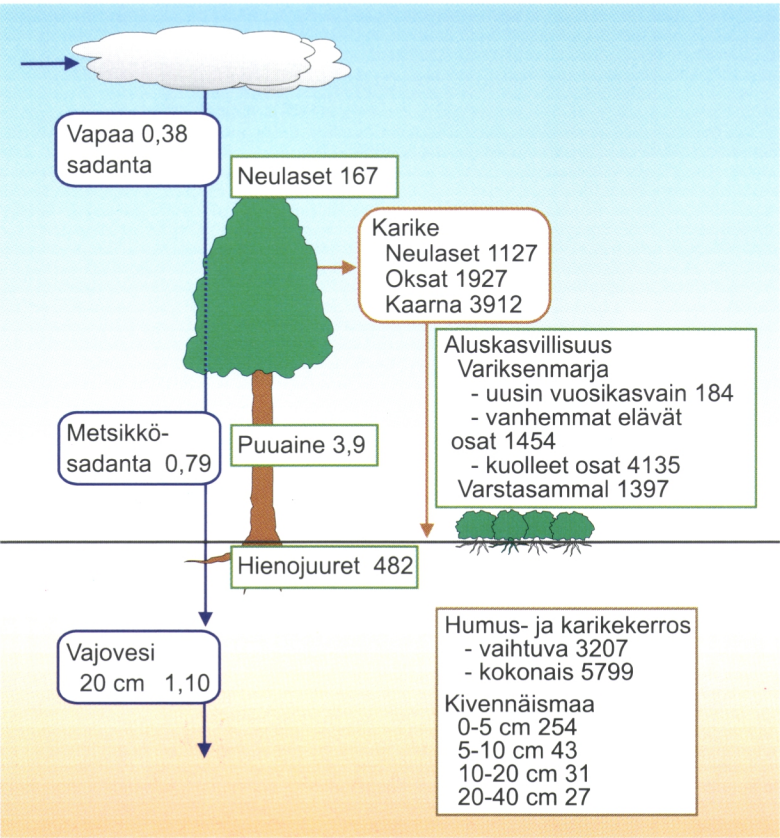
metsikössä (-91 ja -15), samoin kaliumin ja mangaanin kaikissa kohteissa.

Taseen tuloissa olisi otettava huomioon myös mineraalien rapautumisesta vapautuvat ravinteet, mutta kalsiumin ja magnesiumin vuotuiset huuhtoutumat olivat niin suuria, etteivät ne korvaudu sulaton lähimetsikössä rapautumisen avulla.

Sekä sadannassa tulevat että maaperässä 20 cm:n syvyyteen huuhtoutuneet typen, fosforin, kalsiumin ja mangaanin määrät olivat lähellä sulattoa suuria verrattaessa niitä Ilo-mantsin Mekrijärvellä saatuihin tausta-alueen tuloksiin⁶⁴. Kaliumin ja magnesiumin määrät



Kuva 4.51. Vuoden 1993 a) karikemäärät sekä b) karikkeen sisältämä kupari ja c) nikkeli eri etäisyyksillä Harjavallan sulatosta.



Kuva 4.52. Kuparipitoisuudet (mg/kg) metsikössä 0,5 km:n etäisyydellä Harjavallan sulatosta.

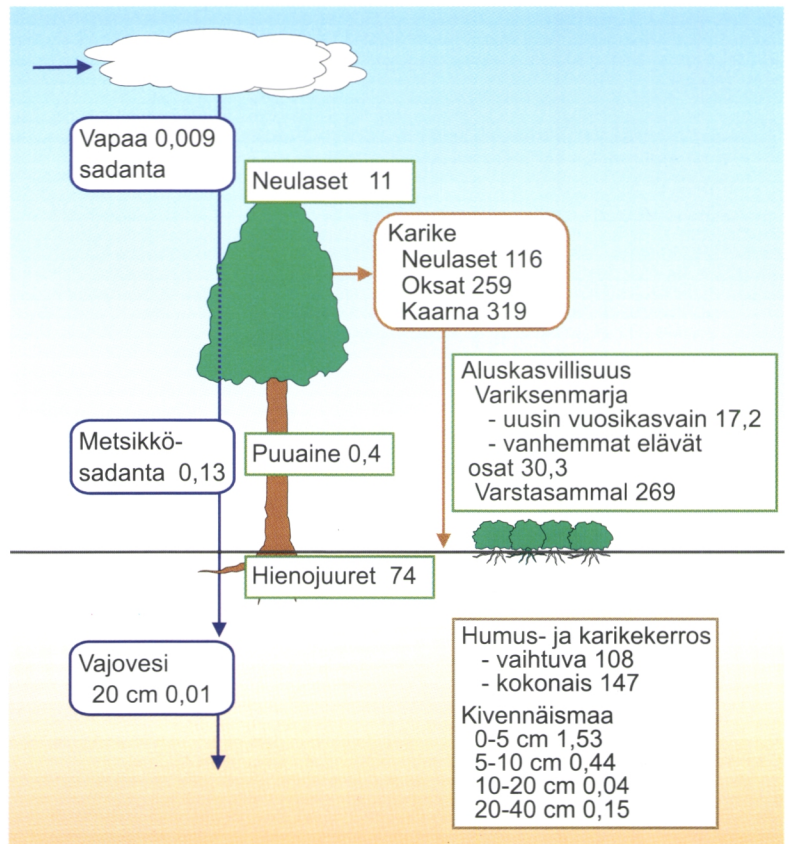
sadevedessä ja vajovedessa olivat samaa suuruusluokkaa kuin Mekrijärvellä⁶⁴.

Neulaskarikesadon pieneneminen sulattoa lähestyttäessä kuvasti männiköiden neulassmassan määrää (kuva 4.51a). Karikkeen mukana maahan tuli suuri määrä kuparia ja nikkeliä lähinnä sulattoa sijaitsevassa metsikössä (kuvat 4.51b ja c). Metsämaahan palautuu karikkeen mukana pääasiassa juurten maasta ottamia ravinteita, mutta Harjavallassa karike sisälsi poikkeuksellisen paljon pölymäistä kuivalaskeumaa, joka sisälsi hiukkaspäästöjen lisäksi todennäköisesti myös maaperäpölyä. Raskasmetallilaskeumaa on kertynyt maahan sulaton koko toiminnan ajan, eikä vähäinen aluskasvillisuus paljoakaan vähennä maan pölyämistä. Tästä maaperäpölyn 'kierrosta' johtuen eivät vuotuiset metsikkösadannan ravinnelaseumat

(taulukko 4.13) ole tarkkoja arvioita metsämaahan vuoden kuluessa kertyvistä ravinnemääristä.

Karike- ja humuskerroksen korkeat kokonaiskuparipitoisuudet sulattoa lähinnä sijaitsevassa metsikössä kuvastavat vuosikymmenten kuluessa kertynyttä laskeumaa (kuva 4.52). Sulaton lähellä puiden hienojuurten kuparipitoisuudet olivat kuusinkertaisia verrattuna 8 km:n etäisyydellä kasvaneisiin hienojuuriin (kuva 4.53). Kuivalaskeumasta johtuen neulasten kuparipitoisuudet olivat sulaton lähellä noin 15-kertaisia verrattuna 8 km:n etäisyydellä sijainneeseen metsikköön. Aluskasvillisuuden lajeista raskasmetalleja keräsi eniten variksenmarja, jonka elävien osien kuparipitoisuudet olivat sulaton lähellä yli 45-kertaisia etäisimmän tutkimusmetsikön kasveihin verrattuna.

Kuva 4.53. Kuparipitoisuudet (mg/kg) metsikössä 8 km:n etäisyydellä Harjavallan sulattosta.



KIRJALLISUUS

- ¹ Aarnio, T. & Martikainen, P. 1992. Nitrification in forest soil after refertilization with urea or urea and dicyandiamide. *Soil Biol. & Biochem.* 24:951-954.
- ² Aarnio, T., Derome, J. & Martikainen, P.J. 1995. Availability and mobility of nutrients in acid forest soil treated with fast and slow-release nutrients. *Plant & Soil* 168-169:523-531.
- ³ Adams, M.B., Pennell, K.D. & Campbell, R.G. 1989. Fine root distribution in a young loblolly pine (*Pinus taeda* L.) stand: effects of preplant phosphorus fertilization. *Plant & Soil* 113:275-278.
- ⁴ Andersson, F., Braekke, F. & Hallbäcken, L. (toim.). 1997. Imbalanced forest nutrition – vitality measures. A SNS-project 1993-1996. Final and work report. Internal report, Section of Systems Ecology, Swed. Univ. Agr. Sci. 277 s.
- ⁵ Antonovic, J., Bradshaw, A.D. & Turner, R.G. 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Adv. Ecol. Res.* 7:1-85.
- ⁶ Baker, A.J.M. 1981. Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.* 3(1-4):643-654.
- ⁷ Baker, A.J.M. 1987. Metal tolerance. *New Phytol.* 106:93-111.
- ⁸ Baker, A.J.M. & Walker, P.L. 1989. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Julkaisussa: Shaw, J.A. (toim.). Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects.* s. 155-177. CRC Press.
- ⁹ Bell, R., Evans, C.S. & Roberts, E.R. 1988. Decreased incidence of mycorrhizal root tips associated with soil heavy-metal enrichment. *Plant & Soil* 106:143-145.
- ¹⁰ Bengtsson, G. & Tranvik, L. 1989. Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. A review of the limitations. *Water, Air, Soil Pollut.* 47:381-417.
- ¹¹ Bergström, I., Mäkelä, K. & Starr, M. 1995. Integrated monitoring programme in Finland. First national report. Ministry of the Environment. Report 1. 138 s.
- ¹² Boltneva, L.I., Ignatev, A.A., Karaban, R.T., Nazarov, I.M., Rudneva, I.A. & Sisigina, T.I. 1983. Effect of dust and gas emissions from industrial works on northern taiga pine forests. *Sov. J. Ecol.* 13(4):246-251.
- ¹³ Bowen, G.D. & Theodorou, C. 1973. Growth of ectomycorrhizal fungi around seeds and roots. *Julkaisussa: Marks, G.C. & Kozlowski, T.T. (toim.). Ectomycorrhizae: their ecology and physiology.* Academic Press. New York. 444 s.
- ¹⁴ Bradley, R., Burt, A.J. & Read, D.J. 1981. Mycorrhizal infection and resistance of heavy metal toxicity in *Calluna vulgaris*. *Nature* 292: 335-337.
- ¹⁵ Bradley, R., Burt, A.J. & Read, D.J. 1982. The biology of mycorrhiza in the Ericaceae. VIII. The role of mycorrhizal infection in heavy metal resistance. *New Phytol.* 91:197-209.
- ¹⁶ Bradshaw, A.D. 1976. Pollution and evolution. *Julkaisussa: Mansfield, T.A. (toim.). Effects of air pollutants on plants.* s. 135-160. Cambridge University Press.
- ¹⁷ Bååth, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations. *Water, Air, Soil Pollut.* 47:335-379.
- ¹⁸ Bååth, E. 1992. Measurement of heavy metal tolerance of soil bacteria using thymidine incorporation into bacteria extracted after homogenization-centrifugation. *Soil Biol. & Biochem.* 24:1167-1172.
- ¹⁹ Colpaert, J.V. & van Assche, J.A. 1992. Zinc toxicity in ectomycorrhizal *Pinus sylvestris*. *Plant & Soil* 143 (2):201-211.
- ²⁰ Colpaert, J.V. & van Assche, J.A. 1993. The effects of cadmium on ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* L. *New Phytol.* 123:325-333.
- ²¹ Cronan, C.S., April, R., Bartlett, R.J., Bloom, P.R., Driscoll, C.T., Gherini, S.A., Henderson, G.S., Joslin, J.D., Kelly, J.M., Newton, R.M., Parnell, R.A., Patterson, H.H., Raynal, D.J., Schaedle, M., Schofield, C.L., Sucoff, E.I., Tepper, H.B. & Thornton, F.C. 1989. Aluminium toxicity in forests exposed to acidic deposition: the ALBIOS results. *Water, Air, Soil Pollut.* 48:181-192.
- ²² Dahlgren, R.A. & Driscoll C.T. 1994. The effects of whole-tree clear-cutting on soil processes at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire, USA. *Plant & Soil* 158:239-262.
- ²³ De Boer, W., Klein Gunnewiek, P.J.A. & Troelstra, S.R. 1990. Nitrification in Dutch heathland soils. II. Characteristics of nitrate production. *Plant & Soil* 127:193-200.
- ²⁴ de Vries, W. 1993. Average critical loads for nitrogen and sulphur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. *Water, Air, Soil Pollut.* 68:399-434.
- ²⁵ Deans, J.D. 1979. Fluctuations of the soil environment and fine root growth in a young Sitka spruce plantation. *Plant & Soil* 52:195-208.

- ²⁶ Derome, J. & Lindroos, A.-J. 1998. Copper and nickel mobility in podzolic forest soils subjected to heavy metal and sulphur deposition in western Finland. *Julkaisussa: Paoletti, E. (toim.). Stress Factors and Air Pollution. 17th International Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems held in Florence, Italy 14-19 September, 1996. Chemosphere 36(4/5):1131-1136.*
- ²⁷ Derome, J. & Lindroos, A.-J. 1998. Effects of heavy metal contamination on macronutrient availability and acidification parameters in forest soil in the vicinity of the Harjavalta Cu-Ni smelter, SW Finland. *Environ. Pollut.* 99(2):141-148.
- ²⁸ Dickinson, N.M., Turner, A.P. & Lepp, N.W. 1991. How do trees and other long-lived plants survive in polluted environments? *Funct. Ecol.* 5:5-11.
- ²⁹ Dixon, R.K. & Buschena, C.A. 1988. Response of ectomycorrhizal *Pinus banksiana* and *Picea glauca* to heavy metals in soil. *Plant & Soil* 105:265-271.
- ³⁰ Edmonds, R.L., Thomas, T.B. & Rhodes, J.J. 1991. Canopy and soil modification of precipitation chemistry in a temperate rain forest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:1685-1693.
- ³¹ Eijssackers, H. 1987. The impact of heavy metals on terrestrial ecosystems: biological adaptation through behavioural and physiological avoidance. *Julkaisussa: Ravera, O. (toim.). Ecological Assessment of Environmental Degradation, Pollution and Recovery. s. 245-259.*
- ³² Eissenstat, D.M. & Van Rees, K.C.J. 1994. The growth and function of plant roots. *Julkaisussa: Gholz, H.L., Linder, S. & McMurtrie, R.E. (toim.). Environmental constraints on the structure and productivity of pine forest ecosystems: a comparative analysis. Ecol. Bull. (Copenhagen) 43:76-91.*
- ³³ Eltrop, L., Brown, G., Joachim, O. & Brinkmann, K. 1991. Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area of Mechernich/Germany. *Plant & Soil* 131:275-285.
- ³⁴ Ericsson, T. & Ingestad, T. 1988. Nutrition and growth of birch seedlings at varied relative phosphorus addition rates. *Physiol. Plant.* 72:227-235.
- ³⁵ Ernst, W. 1976. Physiological and biochemical aspects of metal tolerance. *Julkaisussa: Mansfield, T.A. (toim.). Effects of air pollutants on plants. s. 115-134. Cambridge University Press.*
- ³⁶ Fairley, R.I. & Alexander, I.J. 1985. Methods of calculating fine root production in forests. *Julkaisussa: Fitter, A.H. (toim.). Ecological interactions in soil. Spec. Publ. British Ecol. Soc. 4:3742.*
- ³⁷ Finér, L., Laine, J. & Halko, L. 1992. Fine root dynamics on two drained peatland sites. *Suo* 43:207-210.
- ³⁸ Finlay, R.D. & Söderström, B. 1989. Mycorrhizal mycelia and their role in soil and plant communities. *Julkaisussa: Clarholm, M. & Bergström, L. (toim.). Ecology of arable land, s.139-148. Kluwer Academic Publishers, Lontoo.*
- ³⁹ Fogel, R. 1983. Root turnover and productivity of coniferous forest. *Plant & Soil* 71:75-85.
- ⁴⁰ Ford, E.D. & Deans, J.D. 1977. Growth of a sitka spruce plantation: spatial distribution and seasonal fluctuations of lengths, weights and carbohydrate concentrations of fine roots. *Plant & Soil* 47:463-485.
- ⁴¹ Forsius, M., Kleemola, S., Starr, M. & Ruoho-Airola, T. 1995. Ion mass budgets for small forested catchments in Finland. *Water, Air, Soil Pollut.* 79:19-38.
- ⁴² Foy, C.D. 1988. Plant adaptation to acid, aluminum soils. *Comm. Soil Sci. Plant. Anal.* 19:959-987.
- ⁴³ Foy, C.D., Chaney, R.L. & White M.C. 1978. The physiology of metal toxicity in plants. *Ann. Rev. Plant. Physiol.* 29:511-566.
- ⁴⁴ Freedman, B. & Hutchinson, T.C. 1980. Long-term effects of smelter pollution at Sudbury, Ontario, on forest community composition. *Can. J. Bot.* 58:3123-3140.
- ⁴⁵ Freedman, B. & Hutchinson, T.C. 1980. Effects of smelter pollutants on forest leaf litter decomposition near a copper-nickel smelter at Sudbury, Canada. *Can. J. Bot.* 58:1722-1736.
- ⁴⁶ Fritze, H., Niini, S., Mikkola, K. & Mäkinen, A. 1989. Soil microbial effects of a Cu-Ni smelter in southwestern Finland. *Biol. Fert. Soils* 8:87-94.
- ⁴⁷ Fritze, H., Pennanen, T. & Vanhala, P. 1997. Impact of fertilizers on the humus layer microbial community of Scots pine stands growing along a gradient of heavy metal pollution. *Julkaisussa: Insam, H. & Rangger, A. (toim.). Microbial communities: Functional versus structural approaches. Springer-Verlag, Berlin. s. 68-83.*
- ⁴⁸ Fritze, H., Vanhala, P., Pietikäinen, J. & Mälikönen, E. 1996. Vitaly fertilization of Scots pine stands growing along a gradient of heavy metal pollution: short-term effects on microbial biomass and respiration rate of the humus layer. *Fresenius' J. Anal. Chem.* 354:750-755.

- 49 Gower, S. T., Gholz, H.L., Nakane, K. & Baldwin, V. C. 1994. Production and carbon allocation patterns of pine forests. Julkaisussa: Gholz, H.L., Linder, S. & McMurtrie, R.E. (toim.). Environmental constraints on the structure and productivity of pine forest ecosystems: a comparative analysis. Ecol. Bull. 43:115-135.
- 50 Grier, C.C., Vogt, K.A., Keyes, M.R. & Edmonds, R.L. 1981. Biomass distribution and above- and below-ground production in young and mature *Abies amabilis* zone ecosystems of the Washington Cascades. Can. J. For. Res. 11:155-167.
- 51 Gunn, J.M. 1995. Restoration and recovery of an industrial region. Springer-Verlag, New York. 358 s.
- 52 Haimi, J. 1993. Effects of earthworms on soil processes in coniferous forest soil. Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 32:1-35.
- 53 Haimi, J. & Siira-Pietikäinen, A. 1996. Decomposer animal communities in forest soil along heavy metal pollution gradient. Fresenius' J. Anal. Chem. 354:672-675.
- 54 Hallgren Larsson, E., Knulst, J., Malm, G. & Westling, O. 1995. Deposition of acidifying compounds in Sweden. Water, Air, Soil Pollut. 85:2271-2276.
- 55 Hart, S.C., Nason, G.E., Myrold, D.D. & Perry, D.A. 1994. Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest: the carbon connection. Ecology 75:880-891.
- 56 Hartmann, F. 1951. Der Waldboden. Humus-, Boden- und Wurzeltypen als Standortanzeige. Österreichisches Produktivitäts-Zentrum. Wien. 152 s.
- 57 Haug, A. 1984. Molecular aspects of aluminium toxicity. CRC Crit. Rev. Plant Sci. 1:345-373.
- 58 Haug, I. & Oberwinkler, F. 1987. Some distinctive types of spruce mycorrhizae. Trees 1:172-188.
- 59 Heikurainen, L. 1955. Über Veränderungen in den Wurzelverhältnissen der Kieferbestände auf Moorböden im Laufe des Jahres. Acta For. Fenn. 67:1-70.
- 60 Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1989. Quantitative variation in the elemental composition of Scots pine needles along a pollutant gradient. Silva Fenn. 23(1):1-11.
- 61 Helmisaari, H-S. 1991. Variation in nutrient concentrations of *Pinus sylvestris* roots. Julkaisussa: McMichel B.L. & Persson H. (toim.). Plant roots and their environment. Proceedings of an ISRR-symposium August 21st-26th, 1988. Uppsala, Sweden. s. 204-212.
- 62 Helmisaari, H-S. 1992. Nutrient retranslocation within the foliage of *Pinus sylvestris*. Tree Physiology 10:45-58.
- 63 Helmisaari, H-S. 1992. Nutrient retranslocation in three *Pinus sylvestris* stands. For. Ecol. Manage. 51:347-367.
- 64 Helmisaari, H-S. 1995. Nutrient cycling in *Pinus sylvestris* stands in eastern Finland. Plant & Soil 168-169:327-336.
- 65 Helmisaari, H-S. & Hallbäck, L. 1997. Fine-root biomass production in limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) stands. Julkaisussa: Andersson, F., Braekke, F. H. & Hallbäck, L. (toim.). Imbalanced forest nutrition – vitality measures. A SNS project 1993-1996. Final and work report. Internal report, Section of Systems Ecology, Swed. Univ. Agr. Sci. s. 222-256.
- 66 Helmisaari, H-S. & Mälikönen, E. 1989. Acidity and nutrient content of throughfall and soil leachate in three *Pinus sylvestris* stands. Scand. J. For. Res. 4(1):13-28.
- 67 Helmisaari, H-S. & Siltala, T. 1989. Variation in nutrient concentrations of *Pinus sylvestris* stems. Scand. J. For. Res. 4:443-451.
- 68 Helmisaari, H-S., Derome, J., Fritze, H., Nieminen, T., Palmgren, K., Salemaa, M. & Vanha-Majamaa, I. 1995. Copper in Scots pine forests around a heavy-metal smelter in southwestern Finland. Water, Air, Soil Pollut. 85:1727-1732.
- 69 Helmisaari, H-S., Derome, J., Levula, T., Nieminen, T., Palmgren, K., Salemaa, M., Vanha-Majamaa, I., Reponen, P. & Rutter, O. 1994. Metsikön ravinnekierto ilman epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen osoittajana. Julkaisussa: Mälikönen, E. & Sivula, H. (toim.). Suomen metsien kunto. Metsäntutkimusl. tied. 527:156-174.
- 70 Honkanen, T. 1995. Plant defenses: the roles of interplant regulation and resource availability. Reports from the Department of Biology, University of Turku No. 48. 17 s.
- 71 Hue, N.V., Graddock, G.R. & Adams, F. 1986. Effect of organic acids on aluminium toxicity in subsoils. Soil Sci. Soc. Am. J. 50(1):28-34.
- 72 Hutchinson, T.C. & Whitby, L.M. 1977. The effects of acid rainfall and heavy metal particulates on a boreal forest ecosystem near the Sudbury smelting region of Canada. Water, Air, Soil Pollut. 7:421-438.
- 73 Hynninen, V. 1986. Monitoring of airborne metal pollution with moss bags near an industrial source at Harjavalta, southwest Finland. Ann. Bot. Fenn. 23:83-90.

- 74 Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils - effect of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 199-213.
- 75 Ilvesniemi, H. & Starr, M. 1994. The use of Ca/Al ratio in the calculation of critical loads for forest soils. The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 513:165-173.
- 76 Janhunen, S., Palomäki, P. & Holopainen, T. 1995. Aluminium causes nutrient imbalance and structural changes in the needles of Scots pine without inducing clear root injuries. *Trees* 9:134-142.
- 77 Jorns, A.C., Hecht-Buchholz, C. & Wissemeier, A.H. 1991. Aluminium-induced callose formation in root tips of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Z Pflanzenernähr. Bodenk.* 154:349-353.
- 78 Jukka, L. (toim.). 1988. Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta. Samerka Oy, Helsinki. 168 s.
- 79 Järvinen, O. & Vänni, T. 1990. Bulk deposition chemistry in Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 811-823.
- 80 Kahle, H. 1993. Response of roots of trees to heavy metals. *Environ. Exp. Bot.* 33(1):99-119.
- 81 Kalela, E.K. 1955. Über Veränderungen in den Wurzelverhältnissen der Kiefernbestände im Laufe der Vegetationsperiode. *Acta For. Fenn.* 65:1-40.
- 82 Karlsson, P.S. 1985. Patterns of carbon allocation above ground in a deciduous (*Vaccinium uliginosum*) and an evergreen (*Vaccinium vitis-idaea*) dwarf shrub. *Physiol. Plant.* 63: 1-7.
- 83 Kiikkilä, O., Mikkola, K., Myllyvirta, T. & Fritze, H. 1994. Soil acidity status in polluted and non-polluted areas in southern Finland. *Scand. J. For. Res.* 9:193-202.
- 84 Komulainen, M. 1995. Vauhtia maaperän toipumiseen. *Tiede* 2000 5:43-44.
- 85 Komulainen, M., Vieno, M., Yarmishko, V.T., Daletskaja, T.D. & Maznaja, E.A. 1994. Seedling establishment from seeds and seeds banks in forests under long-term pollution stress: a potential for vegetation recovery. *Can. J. Bot.* 72:143-149.
- 86 Kramer, P.J. 1950. Effects of wilting on the subsequent intake of water by plants. *Amer. J. Bot.* 37:280-284.
- 87 Kramer, P.J. 1983. Water relations of plants. Academic Press, Lontoo. 489 s.
- 88 Kramer, P.J. & Kozlowski, T.T. 1979. Physiology of woody plants. Academic Press. New York - San Fransisco - London. 811 s.
- 89 Kukkola, M. & Saramäki, J. 1983. Growth response in repeatedly fertilized pine and spruce stands on mineral soils. *Commun. Inst. For. Fenn.* 114:1-55.
- 90 Köstler, J.N., Brückner, E. & Bibelriether, H. 1968. Die Wurzeln der Waldbäume in Mitteleuropa. Verl. Paul Parey. Hamburg-Berlin. 284 s.
- 91 Laaksovirta, K. & Silvola, J. 1975. Effect of air pollution by copper, sulphuric acid and fertilizer factories on plants at Harjavalta, W. Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 12:81-88.
- 92 Laiho, O. 1983. Mykoritsat puiden ravinnetaloudessa. Julkaisussa: Metsäpuiden fysiologiaa I. Ravinnetalouden perusteita. Helsingin yliopisto. Metsänhoitotieteen laitos. Tiedonantoja 39:177-188.
- 93 Laitakari, E. 1927. Männyn juuristo, morfologinen tutkimus. *Acta For. Fenn.* 33:1-306.
- 94 Laitakari, E. 1934. Koivun juuristo. *Acta For. Fenn.* 41:1-216.
- 95 Lanner, R.M. 1976. Patterns of shoot development in *Pinus*. Julkaisussa: Cannell, M.G.R. & Last, F. (toim.). Tree physiology and yield improvement. Academic Press, Lontoo. s. 223-243.
- 96 Lehto, T. 1992. Mycorrhizas and drought resistance of *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. I. In conditions of nutrient deficiency. *New Phytol.* 122:661-668.
- 97 Lehto, T. 1992. Effect of drought on *Picea sitchensis* seedlings inoculated with mycorrhizal fungi. *Scand. J. For. Res.* 7:177-182.
- 98 Levitt, J. 1980. Responses of plants to environmental stresses. Academic Press. Lontoo. 697 s.
- 99 Linder, S. & Rook, D. 1984. Effect of mineral nutrition on carbon dioxide exchange and partitioning of carbon in trees. Julkaisussa: Bowen, G.D. & Nambiar, E.K.S. (toim.). Nutrition of plantation forests. Academic Press, Lontoo. s. 211-236.
- 100 Lindroos, A.-J., Derome, J. & Niska, K. 1995. The relationship between dissolved organic matter and percolation water chemistry in Northern Finland. *Water, Air, Soil Pollut.* 79:191-200.
- 101 Loberli, E.M. & Steinnes, E. 1988. Metal uptake in plants from a birch forest area near a copper smelter in Norway. *Water, Air, Soil Pollut.* 37:25-39.

- ¹⁰² Lukina, N. & Nikonov, V. 1995. Acidity of podzolic soils subjected to sulphur pollution near a Cu-Ni smelter at the Kola Peninsula. *Water, Air, Soil Pollut.* 85:1057-1062.
- ¹⁰³ Lukina, N., Liseenko, L. & Belova, E. 1993. Pollution-induced changes in the vegetation cover of spruce and pine ecosystems in the Kola North region. *Julkaisussa: Kozlov, M., Haukioja, E. & Yarmishko, V. (toim.). Aerial pollution in Kola Peninsula: Proceedings of the International Workshop, April 14-16.1992, St. Petersburg, Apatity. s. 312-321.*
- ¹⁰⁴ Lumme, I., Arkhipov, V., Fedorets, N. & Mätkönen, E. (toim.) 1997. Männiköiden kunto Karjalan kannaksen - Kaakkois-Suomen ja Kostamuksen - Kainuun alueilla. Suomalais-venäläisen tutkimushankkeen loppuraportti. *Metsäntutkimusl. tied.* 665. 75 s.
- ¹⁰⁵ Lyford, W.H. 1975. Rhizography of non-woody roots of trees in the forest floor. *Julkaisussa: Torrey, J.G. & Clarkson, D.T. (toim.). The development and function of roots. Academic Press. New York. s. 179-196.*
- ¹⁰⁶ Lyr, H. & Hoffmann, G. 1967. Growth rates and growth periodicity of tree roots. *Int. Rev. For. Res. (N.Y.)* 2:181-236.
- ¹⁰⁷ Lövblad, G., Hovmand, M., Reissel, A., Westling, O., Aamlid, D., Hyvärinen, A. & Schaug, J. 1994. Throughfall monitoring in the Nordic countries. *IVL-report B 1132.* 21 s.
- ¹⁰⁸ Macnair, M.R. 1987. Heavy metal tolerance in plants: A model evolutionary system. *TREE* 2(12):354-358.
- ¹⁰⁹ Makkonen, K. & Helmisaari, H-S. 1998. Seasonal and yearly variations of fine-root biomass and necromass in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand. *For. Ecol. Manage.* 102:283-290.
- ¹¹⁰ Makkonen, K. & Helmisaari, H-S. 1998. Assessing fine-root biomass and production in a Scots pine stand - comparison of soil core and root ingrowth core methods. *Metsäntutkimuslaitos. Käsikirjoitus.*
- ¹¹¹ Manninen, S., Huttunen, S. & Torvela, H. 1991. Needle and lichen sulphur analyses on two industrial gradients. *Water, Air, Soil Pollut.* 59:153-163.
- ¹¹² Marschner, H. 1997. Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. Academic Press. 889 s.
- ¹¹³ Marshall, J.D. 1986. Drought and shade interact to cause fine root mortality in Douglas-fir seedlings. *Plant & Soil* 91:51-60.
- ¹¹⁴ Martikainen, P.J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. *Soil Biol. & Biochem.* 16:577-582.
- ¹¹⁵ Martikainen, P.J. 1985. Nitrous oxide emissions associated with autotrophic ammonium oxidation in acid coniferous forest soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 50:1519-1525.
- ¹¹⁶ Martikainen, P.J. 1996. Microbial processes in boreal forest soils as affected by forest management practices and atmospheric stress. *Soil Biochem.* 9:195-232.
- ¹¹⁷ Martikainen, P.J. & Palojärvi, A. 1990. Evaluation of the fumigation-extraction method for the determination of microbial biomass C and N in a range of forest soils. *Soil Biol. & Biochem.* 22:797-802.
- ¹¹⁸ Martikainen, P.J., Aarnio, T., Taavitsainen, V-M., Päivinen, L. & Salonen, K. 1989. Mineralization of carbon and nitrogen in soil samples taken from three fertilized pine stands: Long-term effects. *Plant & Soil* 114:99-106.
- ¹¹⁹ Martikainen, P.J., Lehtonen, M., Lång, K., De Boer, W. & Ferm A. 1993. Nitrification and nitrous oxide production potentials in aerobic soil samples from the soil profile of a Finnish coniferous site receiving high ammonium deposition. *FEMS Microbiol. Ecol.* 13:113-122.
- ¹²⁰ Martikainen, P.J., Nykänen, H., Silvola, J., Alm, J., Lång, K., Smolander, A. & Ferm, A. 1994. Nitrous oxide (N₂O) emissions from some natural environments in Finland. *Julkaisussa: Proceedings of the 6th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions. June 7-9, Turku, Finland. s. 553-560.*
- ¹²¹ McClaugherty, C.A., Aber, J.D. & Melillo, J.M. 1982. The role of fine roots in the organic matter and nitrogen budgets of two forested ecosystems. *Ecology* 63:1481-1490.
- ¹²² McQuattie, C.J. & Schier, G.A. 1990. Response of red spruce seedlings to aluminium toxicity in nutrient solution: alternations in root anatomy. *Can J. For. Res.* 20:1001-1011.
- ¹²³ Melin, J. & Nömmik, H. 1988. Fertilizer nitrogen distribution in a *Pinus sylvestris*/*Picea abies* ecosystem, central Sweden. *Scand. J. For. Res.* 3:3-15.
- ¹²⁴ Mengel, K. & Kirkby, E.A. 1979. Principles of Plant Nutrition. International Potash Institute Berne, Switzerland. 593 s.
- ¹²⁵ Müller, M., Sundman, V. & Skujins, J. 1980. Denitrification in low pH spodosols and peats determined with the acetylene inhibition method. *Appl. Environ. Microbiol.* 40:235-239.

- ¹²⁶ Mäkinen, A. 1994. Biomonitoring of atmospheric deposition in Finland, Estonia and the Kola Peninsula, based on the chemical analysis of mosses. Helsingin yliopiston kasvitiet. lait. julk. 19. 28 s.
- ¹²⁷ Mäkipää, R. 1997. Effects of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. *For. Ecol. Manage.* 79:217-226.
- ¹²⁸ Mälkönen, E. 1991. Neulas- ja maa-analyysien käyttökelpoisuus metsänhoitotoimenpiteiden suunnittelussa. Julkaisussa: Mäkelä, P.P. & Hotanen, J. (toim.). Metsänkasvatuksen perusteet turve- ja kivennäismailla. Metsäntutkimuspäivä Joensuussa 1991. Metsäntutkimusl. tied. 383:52-61.
- ¹²⁹ Mälkönen, E., Derome, J. & Kukkola, M. 1990. Effects of nitrogen inputs on forest ecosystems, estimation based on long-term fertilization experiments. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 325-347.
- ¹³⁰ Neumann, D., zur Nieden, U., Lichtenberger, O. & Leopold, I. 1995. How does *Armeria maritima* tolerate high heavy metal concentrations? *J. Plant Physiol.* 146:704-717.
- ¹³¹ Neuvonen, S., Suomela, J., Haukioja, E., Lindgren, M. & Ruohomäki, K. 1990. Ecological effects of simulated acid rain in a subarctic area with low ambient sulphur deposition. Julkaisussa: Kauppi P, Anttila P. & Kenttämies K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 477-493.
- ¹³² Nieminen, T. & Helmisaari, H-S. 1996. Nutrient retranslocation in *Pinus sylvestris* L. growing along a heavy metal pollution gradient. *Tree Physiology* 16:825-831.
- ¹³³ Nohrstedt, H-Ö., Arnebrand, K., Bååth, E. & Söderström, B. 1989. Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilized pine forest soils in Sweden. *Can. J. For. Res.* 19:323-328.
- ¹³⁴ Nordgren, A., Kauri, T., Bååth, E. & Söderström, B. 1986. Soil microbial activity, mycelial lengths and physiological groups of bacteria in heavy metal polluted area. *Environ. Pollut. (Series A)* 41:89-100.
- ¹³⁵ Ojala, A. 1991. Pohjanvariksenmarjan lisääntymisstrategiasta. *Luonnon Tutkija* 95:53-55.
- ¹³⁶ Olsen, R.A. & Bakken, L.R. 1987. Viability of soil bacteria: optimization of plate-counting technique and comparison between total counts and plate counts within different size groups. *Microb. Ecol.* 13:103-114.
- ¹³⁷ Olsson, M. & Melkerud, P.A. 1991. Determination of weathering rates based on geochemical properties of the soil. Julkaisussa: Pulkkinen, E. (toim.). Environmental geochemistry in northern Europe. Geol. Survey of Finland, Special paper 9:69-78.
- ¹³⁸ Paavolainen, L. & Smolander, A. 1998. Nitrification and denitrification in soil from a clear-cut Norway spruce (*Picea abies*) stand. *Soil Biol. & Biochem.* 30:775-781.
- ¹³⁹ Paavolainen, L., Kitunen, V. & Smolander, A. 1998. Inhibition of nitrification in forest soil by monoterpenes. Lähetetty Plant & Soil -sarjaan.
- ¹⁴⁰ Parker, D.R., Zelazny, L.W. & Kinraide T.B. 1989. Chemical speciation and plant toxicity of aqueous aluminum. Julkaisussa: Lewis, T.E. (toim.). Environmental Chemistry and toxicology of aluminium. Lewis Publishers, Chelsea, MI, s. 117-145.
- ¹⁴¹ Parkin, T.B., Sextstone, A.J. & Tiedje, J. 1985. Adaptation of denitrifying populations to low pH. *Appl. Environ. Microbiol.* 49:1053-1056.
- ¹⁴² Pennanen, T., Frostegård, Å., Fritze, H. & Bååth, E. 1996. Phospholipid fatty acid composition and heavy metal tolerance of soil microbial communities along two heavy metal-polluted gradients in coniferous forests. *Appl. Environ. Microbiol.* 62:420-428.
- ¹⁴³ Persson, H. 1978. Root dynamics in a young Scots pine stand in Central Sweden. *Oikos* 30(3):508-519.
- ¹⁴⁴ Persson, H. 1980. Spatial distribution of fine roots growth, mortality and decomposition in a young Scots pine stand in Central Sweden. *Oikos* 34:7-87.
- ¹⁴⁵ Persson, H. 1983. The distribution and productivity of fine roots in boreal forests. *Plant & Soil* 71:87-101.
- ¹⁴⁶ Persson, H. 1984. The dynamic fine roots of forest trees. Julkaisussa: Ågren, G. (toim.). The State and Change of Forest Ecosystems - Indicators in Current Research. Uppsala, Swed. Univ. Agr. Sci., Dept. Ecol. Environ. Res., Report 13:193-203.
- ¹⁴⁷ Persson, T. & Wirén, A. 1995. Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soil. *Plant & Soil* 168-169:55-65.
- ¹⁴⁸ Pigott, 1982. Survival of mycorrhiza formed by *Cenococcum geophilum* Fr. in dry soils. *New Phytol.* 92:513-517.

- ¹⁴⁹ Priha, O. & Smolander, A. 1995. Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soil from two N-fertilized and limed Norway spruce forests. *Soil Biol. & Biochem.* 27:305-310.
- ¹⁵⁰ Pölkki, J. 1993. Hap- ja raskasmetallisadetuksen vaikutukset varpujen ravinnetalouteen. Pro gradu -tutkielma. Turun yliopisto, biologian laitos. 42 s.
- ¹⁵¹ Raitio, H. 1995. Neulasten alkuainekeostumus. Julkaisussa: Tikkanen, E. (toim.). Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Gummerus Kirjapaino, Jyväskylä. s. 133-134.
- ¹⁵² Rantalahti, R. 1994. Outokummun Harjavallan tehtaiden ympäristönsuojelusta. *Vaskenviesti* 3-4:2-6.
- ¹⁵³ Raudaskoski, M. 1984. Ritsosfääri. Jyväskylän yliopiston biologisen laitoksen tiedonantoja 40:83-95.
- ¹⁵⁴ Reid, C.P.P. 1984. Mycorrhizae: A root-soil interface in plant nutrition. Julkaisussa: American Society of Agronomy (toim.). Microbial-plant interactions. ASA Special Publ. No. 47, s. 29-50.
- ¹⁵⁵ Ring, E. 1995. Nitrogen leaching before and after clear-felling of fertilised experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand in central Sweden. *For. Ecol. Manage.* 72:151-166.
- ¹⁵⁶ Rosén, K. & Lundmark-Thelin, A. 1987. Increased nitrogen leaching under piles of slash - a consequence of modern harvesting techniques. *Scand. J. For. Res.* 2:21-29.
- ¹⁵⁷ Rutter, O. 1994. Do tree rings reflect changes in local pollution emissions in the short term? Master of Science thesis in Applied Environmental Science. Wye College, University of London, 75 s.
- ¹⁵⁸ Salemaa, M. & Uotila, T. 1996. Kanervan taimien hengissäpysymisen todennäköisyys raskasmetallien saastuttamassa metsämaassa. Julkaisussa: Rekilä, R. & Kärenlampi, L. (toim.). V Kasvitieteen päivät. Kuopion yliopiston julkaisuja C 45: 118.
- ¹⁵⁹ Salemaa, M., Ojala, A., Vanha-Majamaa, I. & Vieno, M. 1995. Life-history of the crowberry *Empetrum nigrum* L. in heavy metal polluted environment. Julkaisussa: Oborny, B., de Kroon, H. & van Groenendael, J. (toim.). The role of clonality in plant communities. Abstracts of the 4th international workshop on clonal plants. s. 46.
- ¹⁶⁰ Salemaa, M., Vanha-Majamaa, I. & Gardner, P. 1998. Compensatory growth of two clonal dwarf shrubs *Arctostaphylos uva-ursi* and *Vaccinium uliginosum*, in a heavy metal polluted environment. *Plant Ecology*. (painossa).
- ¹⁶¹ Salemaa, M., Vanha-Majamaa, I., Reinikainen, A. & Nousiainen, H. 1994. Metsä- ja suokasvillisuuden muutokset raskasmetallien kuormittamassa ympäristössä. Julkaisussa: Mälikönen, E. & Sivula, H. (toim.). Suomen metsien kunto. Metsäntutkimusl. tied. 527:72-84.
- ¹⁶² Setälä, H. 1990. Effects of soil fauna on decomposition and nutrient dynamics in coniferous forest soil. *Biological Research Reports from the University of Jyväskylä* 20:1-56.
- ¹⁶³ Shaw, A.J. 1990. Metal tolerance in bryophytes. Julkaisussa: Shaw, J.A. (toim.). Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. s.133-152. CRC Press.
- ¹⁶⁴ Singh, B.R., Abrahamsen, G. & Stuannes, A. 1980. Effect of simulated acid rain on sulphate movement in acid forest soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:75-80.
- ¹⁶⁵ Smolander, A., Kitunen, V., Priha, O. & Mälikönen, E. 1995. Nitrogen transformations in limed and nitrogen fertilized soil in Norway spruce stands. *Plant & Soil* 172:107-115.
- ¹⁶⁶ Smolander, A., Kurka, A., Kitunen, V. & Mälikönen, E. 1994. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. *Soil Biol. & Biochem.* 26:957-962.
- ¹⁶⁷ Smolander, A., Priha, O., Paavolainen, L., Steer, J. & Mälikönen, E. 1998. Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. *Soil Biol. & Biochem.* 30(4):477-490.
- ¹⁶⁸ Starr, M. 1995. Quantity of throughfall and stemflow. Julkaisussa: Begström, I., Mäkelä, K. & Starr, M. (toim.). Integrated Monitoring Programme in Finland. First national report. Ministry of Environment. Report 1. s. 59-60.
- ¹⁶⁹ Starr, M. & Ukonmaanaho, L. 1994. Metsikkösädannan ja maaveden laatu ympäristön yhdenntetyn seurannan valuma-alueilla. Julkaisussa: Mälikönen, E. & Sivula, H. (toim.). Suomen metsien kunto. Metsäntutkimusl. tied. 527:271-284.
- ¹⁷⁰ Starr, M. & Ukonmaanaho, L. 1995. Soil water. Julkaisussa: Begström, I., Mäkelä, K. & Starr, M. (toim.). Integrated Monitoring Programme in Finland. First national report. Ministry of Environment. Report 1. s. 74-76.

- ¹⁷¹ Strand, L. (toim.). 1997. Monitoring the environmental quality of Nordic forests. Nord 14. 77 s.
- ¹⁷² Strojan, C.L. 1978. Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter, Oecologia (Berlin) 32:203-212.
- ¹⁷³ Sverdrup, H. & Warfvinge, P. 1988. Weathering of primary silicate minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. Water, Air, Soil Pollut. 38:387-408.
- ¹⁷⁴ Söderström, B., Bååth, E. & Lundgren, B. 1983. Decrease in soil microbial activity and biomasses owing to nitrogen amendments. Can. J. Microbiol. 29:1500-1506.
- ¹⁷⁵ Tamm, C.O., Holmen, B., Popovic, B. & Wiklander, G. 1974. Leaching of plant nutrients from soils as a consequence of forest operations. Ambio 3:211-221.
- ¹⁷⁶ Tarvainen, T., Aatos, S. & Räisänen, M.-L. 1994. A method for determining the normative mineralogy of podzols and tills. Julkaisussa: Rybicka, H. & Sikora, W.S. (toim.). 3rd International symposium on environmental geochemistry, s. 405-406.
- ¹⁷⁷ Thompson, G.W. & Medve, R.J. 1984. Effects of aluminum and manganese on the growth of ectomycorrhizal fungi. Appl. Environ. Microbiol. 48:556-560.
- ¹⁷⁸ Tikkanen, E. (toim.). 1995. Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena. Itä-Lapin metsävaurio-projektin loppuraportti. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä. 232 s.
- ¹⁷⁹ Tolvanen, A. 1994. Recovery ability and plant architecture: a comparison of two Ericaceous dwarf shrubs. Acta Univ. Oul. Ser. A 253. 38 s.
- ¹⁸⁰ Tunlid, A. & White, D.C. 1992. Biochemical analysis of biomass, community structure, nutritional status, and metabolic activity of microbial communities in soil. Julkaisussa: Stotzky, G. & Bollag, J.-M. (toim.). Soil Biochem. 7:229-262. Marcel Dekker, New York.
- ¹⁸¹ Turner, A.P. & Dickinson, N.M. 1993. Survival of *Acer pseudoplatanus* L. (sycamore) seedlings on metalliferous soils. New Phytol. 123(3):509-521.
- ¹⁸² Turner, A.P. & Dickinson, N.M. 1993. Copper tolerance of *Acer pseudoplatanus* L. (sycamore) in tissue culture. New Phytol. 123(3):523-530.
- ¹⁸³ Tyler, G. 1984. The impact of heavy metal pollution on forests: a case study of Gusum, Sweden. Ambio 13(1):18-24.
- ¹⁸⁴ Tyler, G., Balsberg Pålsson, A.-M., Bengtson, G., Bååth, E. & Tranvik, L. 1989. Heavy metal ecology of terrestrial plants, micro organisms and invertebrates. Water, Air, Soil Pollut. 47:189-215.
- ¹⁸⁵ Uhlig, C., Salemaa, M. & Vanha-Majamaa, I. 1996. Element distribution in *Empetrum nigrum* microsites at heavy metal contaminated sites in Harjavalta, western Finland. Julkaisussa: Kopponen, P., Kärenlampi, S., Rekilä, S. & Kärenlampi, L. (toim.). Bio- and ecotechnological methods in restoration. Abstracts of an international advanced course and minisymposium. s. 21. Kuopio.
- ¹⁸⁶ Ulrich, B. 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. Julkaisussa: Ulrich, B. & Pankrath, J. (toim.). Effect of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Reidel, Dordrecht, s. 33-45.
- ¹⁸⁷ Uotila, T. 1997. Siemenpankin rakenne rikin ja raskasmetallien saastuttamassa maaperässä Harjavallassa. Pro gradu -tutkielma. Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. Helsingin yliopisto. 54 s.
- ¹⁸⁸ Utriainen, M., Kärenlampi, L. & Kärenlampi, S. 1996. Kupari- ja sinkkivaste kymmenessä raskasmetallialueen ja puhtaan alueen koivukloonissa. Julkaisussa: Rekilä, R. & Kärenlampi, L. (toim.). V Kasvitieteen päivät. Kuopion yliopiston julkaisuja C 45:152-154.
- ¹⁸⁹ van den Driessche, R. 1987. Importance of current photosynthate to new root growth in planted conifer seedlings. Can. J. For. Res. 17(8):776-782.
- ¹⁹⁰ Van Rees, K.C.J. & Comerford, N.B. 1990. The role of woody roots of slash pine seedlings in water and potassium absorption. Can. J. For. Res. 20:1183-1191.
- ¹⁹¹ Vanhala, P., Fritze, H. & Neuvonen, S. 1996. Prolonged simulated acid rain treatment in the subarctic: Effects on the soil respiration rate and microbial biomass. Biol. Fert. Soils. 23:7-14.
- ¹⁹² Vanhala, P., Kiikkilä, O. & Fritze, H. 1996. Microbial responses of forest soil to moderate anthropogenic air pollution - a large scale field survey. Water, Air, Soil Pollut. 86:173-186.
- ¹⁹³ Vapaavuori, E.M., Rikala, R. & Ryyppö, A. 1992. Effects of root temperature on growth and photosynthesis in conifer seedlings during shoot elongation. Tree Physiol. 10:217-2
- ¹⁹⁴ Verkleij, J.A.C. & Schat, H. 1989. Mechanisms of metal tolerance in higher plants. Julkaisussa: Shaw, J.A. (toim.). Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. s. 179-193. CRC Press.

- ¹⁹⁵ Verkleij, J.A.C., Lolkema, P.C., de Neeling, A.L. & Harmens, H. 1991. Heavy metal resistance in higher plants: biochemical and genetic aspects. Julkaisussa: Rozema, J. & Verkleij, J.A.C. (toim.). Ecological responses to environmental stress. s. 8-19.
- ¹⁹⁶ Vitousek, P.M. & Matson, P.A. 1984. Mechanisms of nitrogen retention in forest ecosystems: A field experiment. *Science* 225:51-52.
- ¹⁹⁷ Vitousek, P.M., Gosh, J.R., Grier, C.C., Melillo, J.M. & Reiners, W.A. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecol. Monogr.* 52:155-177.
- ¹⁹⁸ Vogt, K.A., Edmonds, R.L. & Grier, C.C. 1981. Seasonal changes in biomass and vertical distribution of mycorrhizal and fibrous-textured conifer fine roots in 23- and 180-year-old subalpine *Abies amabilis* stands. *Can. J. For. Res.* 11:223-229.
- ¹⁹⁹ Väisänen, S. 1986. Effects of air pollution by metal chemical and fertilizer plants on forest vegetation at Kokkola, W. Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 23(4):305-315.
- ²⁰⁰ Väre, H. 1990. Aluminium polyphosphate in the ectomycorrhizal fungus *Suillus variegatus* (Fr.) O. Kunze as revealed by energy dispersive spectrometry. *New Phytol.* 116:663-668.
- ²⁰¹ Wilkinson, D.M. & Dickinson, M. 1995. Metal resistance in trees: the role of mycorrhizae. *Oikos* 72(2):298-300.
- ²⁰² Yli-Vakkuri, P. 1953. Tutkimuksia puiden välisistä elimellisistä juuriyhteyksistä männiköissä. *Acta For. Fenn.* 60(3):1-117.
- ²⁰³ Ågren, G.I. 1983. Nitrogen productivity of some conifers. *Can. J. For. Res.* 137:494-500.

5. METSÄN- JA MAANHOIDO

Toim. Eino Mälkönen

METSÄMAAN HAPPAMUUS JA RAVINTEISUUS

Maanhoidon tavoitteita

Metsien kestävä käytön perusajatuksena on metsämaiden viljavuuden ylläpitäminen, mikä edellyttää, että metsien kasvatuksessa ja puunkorjuussa käytettävät menetelmät ovat kasvupaikalle ekologisesti sopivia. Tämän vuoksi maanhoidon näkökohdat tulisi ottaa huomioon kaikissa metsien hoidon ja käytön toimenpiteissä, jotta välttyttäisiin erillisiltä maanparannustoilta.

Metsämaiden ravinteisuuden säilyminen perustuu ravinnekiertoon. Kasvuisassa metsässä ravinnevarat ovat tehokkaassa käytössä, minkä vuoksi ravinteiden huuhtoutuminen on normaalisti vähäistä. Kasvupaikalta menetetään ravinteita huuhtoutumisen takia ensisijaisesti päätehakkuun jälkeisessä uudistamisvaiheessa ja korjattavan puutavaran mukana hakuiden yhteydessä. Runkopuun korjuusta aiheutuvan ravinnemenetyksen arvioidaan korvautuvan luontaisesti, mutta mitä tarkemmin puuston biomassasta otetaan talteen sitä enemmän ravinteita poistuu ja sitä todennäköisemmin maaperä köyhtyy puunkorjuun vuoksi. Sekä luontainen että ihmisen aiheuttama happamoituminen lisää ravinteiden huuhtoutumista, joten happamuuden lieventäminen on perusteltua, vaikka happaman laskeuman suoranaaisia haittavaikutuksia ei olisi havaittu.

Maan viljavuus riippuu olennaisesti orgaanisen aineen laadusta. Ravinteiden vapautuminen maan orgaanisesta aineesta on puun-

tuottamisen kannalta usein hyvin hidasta, mutta monilla metsänhoidon toimenpiteillä ravinnekiertoa voidaan nopeuttaa ja siten parantaa puuston elinvoimaisuutta ja kasvua. Humuksen laatua ja ravinteiden saatavuutta pyritään parantamaan esimerkiksi puulajivalinnalla, kasvatushakkuilla sekä maanparannusaineilla ja lannoitteilla.

Metsämaiden viljavuuden ylläpitämiseksi voidaan maanhoidolle asettaa seuraavia tavoitteita:

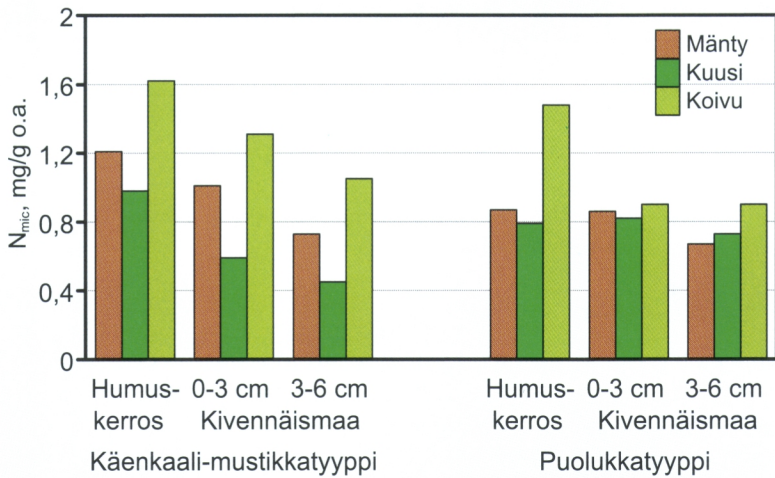
- metsämaan happamoitumiskehityksen lieventäminen,
- maan biologisen aktiivisuuden edistäminen,
- metsikön ravinnekierron tasapainoittaminen,
- puuston elinvoimaisuuden ja tuhonkestävyyden parantaminen ja
- metsien hyvän kasvukunnon ylläpitäminen.

Puulajivalinta

Aino Smolander ja Outi Priha

Puusto ja maaperä ovat monitahoisessa vuorovaikutuksessa, joten puulajin valinnalla on huomattava merkitys maan puuntuotoskyvyn ylläpitämisessä. Kasvatettavista puulajeista riippuen metsikköön kehittyvät erilaiset valoja ja lämpöolot. Lisäksi metsikkösadannan kuten myös happaman laskeuman määrä ja laatu muuttuvat puulajista riippuen sateen kulkeutuessa latvuserroksen läpi maahan (s. 152). Lehtipuiden latvusto lieventää maahan tulevaa kuormitusta havupuihin verrattuna⁴².

Latvuston rakenteesta johtuen lumipeitteen antama suoja jää kuusikoissa epätasaiseksi, minkä vuoksi maa routaantuu talvella kuusikoissa voimakkaammin kuin lehtimetsissä.



Kuva 5.1. Mikrobibiomassan sisältämä typpi männikön, kuusikon ja koivikon maassa kahdella eri metsätyypillä.

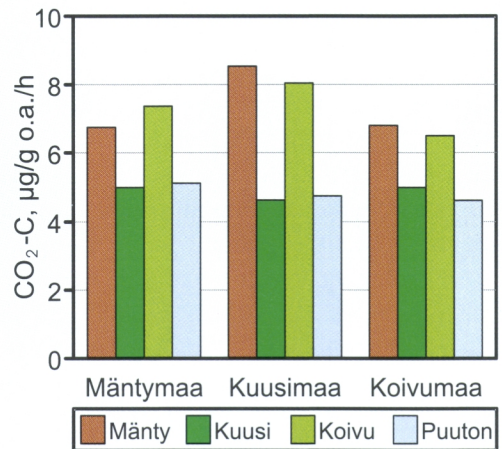
Latvuston vähäisemmän varjostuksen ja maan heikomman routaantumisen vuoksi maa lämpiää koivikoissa aikaisemmin keväällä kuin kuusikoissa, millä on suuri merkitys sekä maa-mikrobiston että juuriston toiminnalle. Valaistus vaikuttaa aluskasvillisuuden lajikoostumuksen kautta välillisesti maan orgaanisen aineen laatuun ja mikrobistoon.

Puulajin mukaan kehittyvät valo- ja lämpöolot sekä puulajeille ominainen karikkeen koostumus sekä juuriston rakenne ja toiminta vaikuttavat niin maan fysikaalisiin, kemiallisiin kuin biologisiin ominaisuuksiin. Puulajeista aiheutuvia eroja on havaittu selluloosan hajotuksessa^{81, 72}, maaperässä vapaina elävien bakteerien typensidonnassa⁸⁷ ja tyyppä sitovan *Frankia*-bakteerin esiintymisessä¹¹⁴. Yleensä koivikon maan mikrobisto on aktiivisempaa tai mikrobipopulaatio on lukuisampi kuin havumetsän maassa. Sekä mikrobien biomassa että hiilen ja typen mineralisaatio olivat korkeimmat koivikon ja matalimmat kuusikon maassa (kuva 5.1).

Karikkeen kemiallinen koostumus selittää osan puulajien välillä maan biologisissa ominaisuuksissa havaituista eroista. Koivun lehtikarika hajoaa nopeammin kuin kuusen, joten ravinteetkin vapautuvat siitä nopeammin kuin kuusen neulasista^{81, 99}. Männyn ja kuusen neulasten koostumuksessa ja hajoamisessa on myös eroja. Kuitenkin suurin osa hajotustoi-

minnan lähtöaineksesta tulee hienojuurikarikkeesta³⁹, mutta sen hajoaminen tunnetaan huonosti.

Puulajit eroavat toisistaan myös juurten toimintojen suhteen. Juuret vaikuttavat ympäristöönsä, ritsosfääriin, veden ja ravinteiden oton, kaasuaineenvaihdunnan ja orgaanisten aineiden erittämisen välityksellä. Metsäpuidemme hienojuuret ovat pääsääntöisesti mykorrhizallisia, ja mykorrhizat muuttavat juuri-



Kuva 5.2. Hiilen mineralisaationopeus eri puulajien ritsosfäärissä sekä puuttomassa maassa. Arvot ovat viiden ruukun keskiarvoja kasvihuonekokeesta, jossa mäntyä, kuusta ja koivua kasvatettiin siemenistä männiköstä, kuusikosta ja koivikosta peräisin olevassa maassa.

eritteiden koostumusta ja määrää. Ritsosfäärin mikrobiaktiivisuudet ovat erilaisia eri puulajeilla (kuva 5.2).

Yleispäätelmänä on, että koivulla on vähemmän happamoittava vaikutus ylimpiin maakerrokseen kuin havupuilla. Ero humuskerroksen happamuudessa koivikon ja kuusikon välillä voi olla 0,5–1,0 pH-yksikköä ja kivennäismaan pintakerroksessa 0,2–0,5 pH-yksikköä^{82, 68, 71}. Näin ollen havupuiden happamoittavaa vaikutusta voidaan lieventää koivusekoituksella. Maanhoidon vuoksi havumetsissä onkin aina syytä suosia lehtipuita sekapuuna. Samalla kuusikoiden kasvua voidaan parantaa koivusekoituksella puhtaisiin kuusikoihin verrattuna⁸⁰.

PUUNKORJUUN VAIKUTUS
MAAN VILJAVUUTEEN

Mikko Kukkola ja Eino Mälkönen

Puuston tuottamasta biomassasta pyritään korjaamaan yhä suurempi osa hyötykäyttöön. Hakkuutähteiden talteenotosta aiheutuviin ekologiisiin seurannaisvaikutuksiin alettiin Suomessa kiinnittää huomiota 1970-luvulla, jolloin vallinnut energiakriisi käynnisti vilkkaan tutkimustoiminnan pieniläpimittaisen puun ja hakkuutähteiden käyttömahdollisuuksista³⁶.

Kasvupaikan puuntuotoskyvyn säilymisen kannalta on ratkaisevaa, voivatko biomassan lisääntyvästä korjuusta aiheutuvat välittömät ravinnemenetykset korvautua riittävän nopeasti maan orgaanisen aineen mineralisoinnin, mineraalien rapautumisen tai ilmasta tu-

levan laskeuman kautta. Ravinnekierron ylläpitämisen edellytyksenä puolestaan on, ettei maan orgaanisen aineen muodostama ravinnevarasto vaarannu eikä maan mikrobiston hajotustoiminta häiriinny hakkuutähteiden korjuun takia.

Kasvatuseksperimenteissä puuston ravinnetarve on suurimmillaan pian ensiharvennuksen jälkeen, joten kasvatettavaksi jäävä puusto käyttää metsikön tässä kehitysvaiheessa hakkuutähteistä vapautuvat ravinteet tehokkaasti hyväkseen. Sen sijaan uudistusalalle syntyvän taimikon ravinnetarve on suhteellisen pieni vapautuviin ravinnemääriin verrattuna. Tämän vuoksi ravinteiden huuhtoutumisriski on päätehakkuualoilla huomattavasti suurempi kuin harvennuseksperimenteissä.

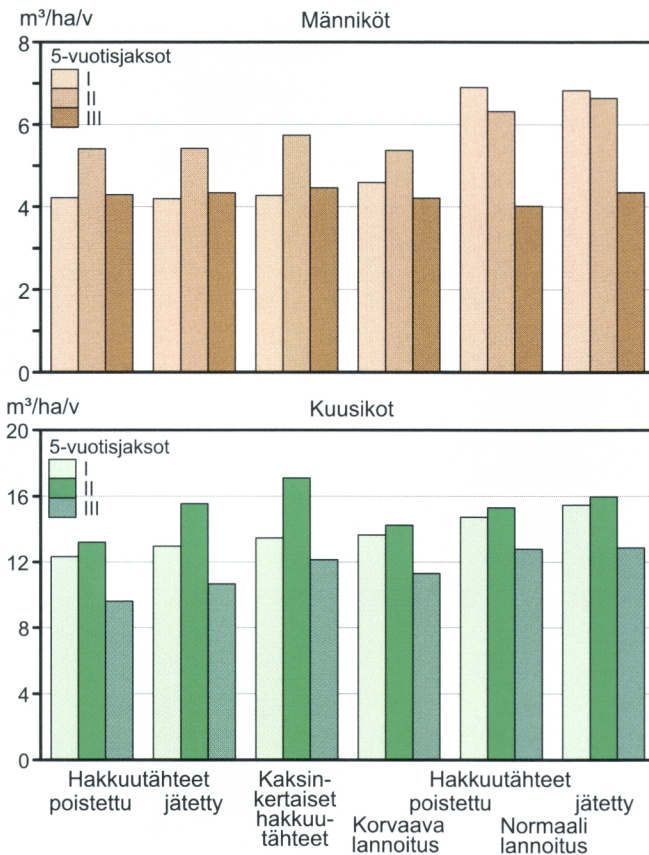
Harvennuseksperimentit

Ensiharvennuseksperimenteissä latvukset sisältävät noin kolmanneksen puiden maanpäällisen osan biomassasta, mutta noin kaksi kolmannesta puiden sisältämistä ravinteista. Ainespuuta korjattaessa kuusikoihin jää hakkuutähteitä ja niihin sitoutuneita ravinteita huomattavasti enemmän kuin männiköihin (taulukko 5.1). Ensiharvennuseksperimenteissä hakkuutähteiden täydellinen talteenotto on lisännyt korjatun biomassan määrän 1,5–1,7-kertaiseksi ja eri ravinteiden poistuman 1,9–3,6-kertaiseksi ainespuun korjuuseen verrattuna^{52, 45}.

Ravinnekiertoa ajatellen hakkuutähteiden määrä vastaa noin 5 vuoden karikesatoa, mutta niihin sitoutuneiden ravinteiden määrä on yli kaksinkertainen vastaavan karikemäärän ravinnesisältöön verrattuna. Hakkuutähteiden korjuulla ei kuitenkaan 10 vuoden kuluttua

Taulukko 5.1. Hakkuutähteiden ja niiden sisältämien ravinteiden määriä ensiharvennuseksperimenteissä⁵².

	Runkopuun poistuma, m ³ /ha	Hakkuutähteet					
		Biomassa, t/ha	N	P	K	Ca	Mg
					kg/ha		
Männiköt	38	10,2	48,3	4,8	17,3	22,9	4,6
Kuusikot	89	16,9	97,8	12,2	34,9	94,8	10,1



Kuva 5.3. Männiköiden ja kuusikoiden tilavuuskasvu kolmen 5-vuotisjakson aikana ensiharvennuksen jälkeen⁵³. Kuusikot on harvennettu ja lannoitettu uudestaan 10 vuoden kuluttua ensiharvennuksesta. Aineistona neljä männikkö- ja kolme kuusikkokoetta.

havaittu olleen merkitsevää vaikutusta humuskerroksen orgaanisen aineen määrään ja ravin-nevaroihin⁵².

Hakkuutähteiden korjuun aiheuttama ravinteiden menetys (Ca, K, Mg) voimistaa maan happamoitumista^{120, 93}. Tässä tarkasteltavilla suomalaisilla kokeilla hakkuutähteiden korjuu ei laskenut merkitsevästi humuskerroksen pH:ta verrattuna ainespuun korjuuseen⁵². Hakkuutähteillä näyttäisi kuitenkin olevan vaikutusta humuskerroksen happamuuteen, sillä kaksinkertaisen hakkuutähdemäärän seurauksena pH oli 10 vuoden kuluttua sekä männiköissä että kuusikoissa 0,1-0,2 pH-yksikköä korkeampi kuin ilman hakkuutähteitä.

Kuivien kankaiden ensiharvennusmänniköissä hakkuutähteiden määrä jää suhteellisen pieneksi eikä niiden korjuulla ollut seuraavan 10-15 vuoden aikana mainittavaa merkitystä puuston kasvulle⁵³ (kuva 5.3). Kasvun taantuma on kuitenkin sitä ilmeisempi mitä enemmän hakkuutähteitä korjataan. Viljavissa männiköissä, joista hakkuutähteiden korjuussa poistuu runsaammin ravinteita kuin kuivilta kankailta, voidaan odottaa vastaavasti voimakkaampaa kasvun alenemista.

Kuusikoiden kasvu on taantunut hakkuutähteiden korjuun seurauksena huomattavasti selvemmin kuin männiköiden kasvu (kuva 5.3). Viljavissa kuusikoissa kasvun taantuma

oli 10 vuoden aikana ensiharvennuksen jälkeen keskimäärin 10 %, mikä merkitsi noin 1,3 m³/ha vuotta kohti⁵³. Kasvun taantuma voimistui toisella 5-vuotisjaksolla kaksinkertaiseksi ensimmäiseen 5-vuotisjaksoon verrattuna, mikä johtuu hakkuutähteisiin sitoutuneiden ravinteiden hitaasta vapautumisesta. Hakkuutähteiden merkitystä korostaa myös se, että niiden määrän lisääminen kaksinkertaiseksi lisäsi puuston kasvua 7 % tavanomaiseen ainespuun korjuuseen verrattuna.

Päätihakkuumetsiköt

Päätihakkuuvaiheessa puustoon sitoutunut ravinnemäärä on huomattavasti suurempi kuin ensiharvennuseksiköissä (taulukot 5.1 ja 5.2). Ravinnemenetystä ajatellen on syytä painottaa, että kuusikoissa on noin kaksinkertainen määrä neulasia runkopuun kuutiometriä kohti männiköihin verrattuna. Pohjoismaista saatujen tulosten mukaan ravinteiden menetys päätihakkuuvaiheessa muodostuu hakkuutähteiden korjuun seurauksena 1,5–3,5-kertaiseksi kuorellisen runkopuun korjuuseen verrattuna^{83, 106}.

Päätihakkuun seurauksena puuston veden ja ravinteiden käyttö lakkaa, maaveden ravinnepitoisuudet nousevat ja valunta kasvaa, joten avohakkuu lisää ravinteiden huuhtoutumista muutaman vuoden ajaksi. Nykyisellä korjuutekniikalla hakkuutähteet kerääntyvät suuriin kasoihin, joiden kohdalla ravinteiden huuhtoutuminen on voimakasta¹⁰⁷. Toisaalta pääosalla hakkuualaa korjuujälki vastaa kokopuun korjuuta. Koska uudistamiseen yleisesti liittyvä maanmuokkaus myös edistää ravinteiden vapautumista humuskerroksesta, taimikoissa on ravinteita yleensä riittävästi tarjolla.

Näin ollen päätihakkuualat soveltuvat kasvatuseksiköitä paremmin hakkuutähteiden korjuuseen.

Kotimaiset kokemukset hakkuutähteiden korjuun vaikutuksista taimikon alkukehitykseen ovat vähäisiä. Ruotsalaisten viljelytutkimusten mukaan hakkuutähteiden korjuu on lievästi parantanut sekä männyn että kuusen taimien eloonjäämistä¹¹². Tähän tulokseen vaikuttavat tekijät ovat kuitenkin epäselviä ja vaihtelevat ilmeisesti eri tapauksissa. Männyn taimien kasvussa ei ole ilmennyt taantumaa, mutta kuusella kasvu on useissa tapauksissa lievästi heikentynyt hakkuutähteiden korjuun seurauksena.

Hakkuutähteiden korjuu merkitsee entistä intensiivisempää metsän käyttöä, minkä jälkeen on varauduttava seuraamaan puuston ravinnetilan kehitystä ja kompensoimaan mahdollisesti ilmeneviä ravinnepuutoksia. Päätihakkuuseen yhdistetystä hakkuutähteiden korjuusta aiheutuva ravinnemenetys olisi tehokkaimmin korvattavissa kasvatusmetsävaiheessa, jolloin puusto käyttäisi suurimman osan ravinnelisäyksestä ja huuhtoutumisriski olisi vähäinen. Tässä tilanteessa puuntuhan palauttaminen metsään olisi hyvin perusteltavissa happamien metsämaiden viljavuuden ylläpitämiseksi⁸⁴. Monipuolisen ravinnesisältönsä lisäksi tuhalla on neutralointiominaisuuksia, joten tuhalla voitaisiin kompensoida puunkorjuun ja huuhtoutumisen aiheuttamaa ravinnemenetystä ja maan happamoitumista, kuten metsien ekologisesti kestävä käyttö edellyttää. Tuhkalannoitus ei ole kuitenkaan parantanut typen saatavuutta, minkä vuoksi tuhalla ei ole saatu mainittavaa kasvunlisäystä kangasmetsissä. Tämän takia välitön taloudellinen

Taulukko 5.2. Mustikkatyyppin kuusikossa puuston maanpäällisen osan biomassan ja siihen sitoutuneiden ravinnemäärien jakautuma runkopuun ja hakkuutähteiden kesken⁸³. Puuston tilavuus oli 326 m³/ha.

	Biomassa, t/ha	N	P	K	Ca
		kg/ha			
Runkopuu kuorineen	121,5	95	8	47	184
Hakkuutähteet	38,1	246	29	89	183

hyöty pelkästä tuhkalannoituksesta jäänee vähäiseksi, mutta tarvittaessa voidaan käyttää myös typpilannoitteita.

KULOTUS MAANHOIDON MENETELMÄNÄ

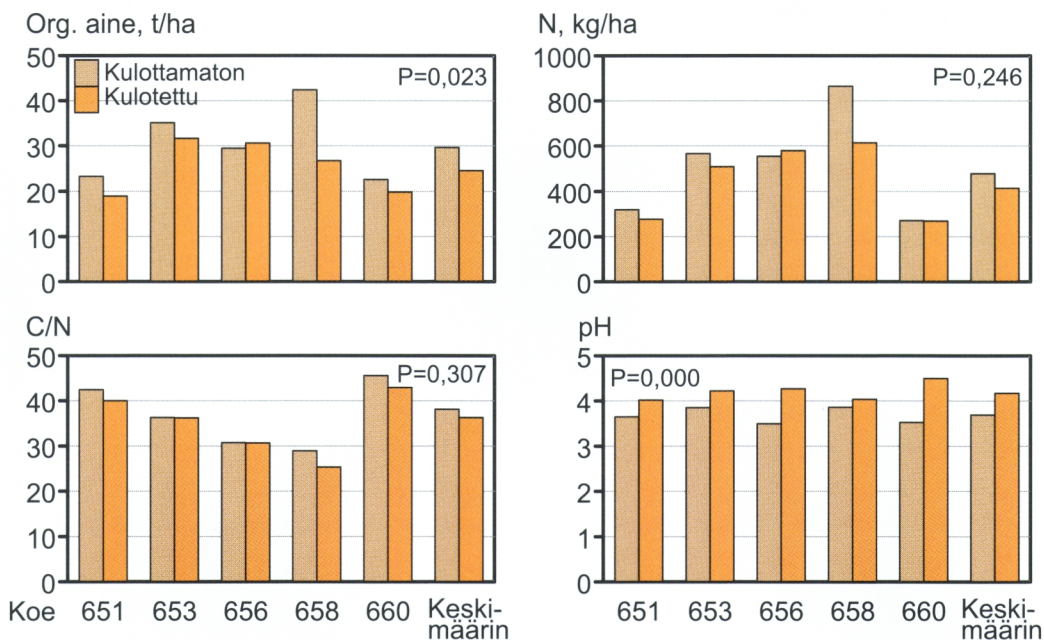
Eino Mälkönen, Teuvo Levula ja Hannu Fritze

Kulotukseen metsänuudistumisen edistämiseksi alettiin kiinnittää huomiota viime vuosisadan lopulla kaski- ja paloaloilta saatujen kokemusten perusteella. Metsänhoidollisena toimenpiteenä kulotuksella on ollut kaksi kukoistuskautta, 1920- ja 1950–1960-luvuilla, jolloin vaaja- ja tuottoisista metsistä pyrittiin uudistamaan mm. kulotuksen ja männyn kylvön avulla⁹⁴. Maanmuokkauksen yleistyessä kulotuksesta luovuttiin nopeasti, sillä sen riippuvuus sääoloista hankaloitti töiden järjestelyä, tulen irtipääsy oli aina vaarana ja ravinteiden huuhtoutumisen pelättiin voimistuvan. Vaikka yleinen kiinnostus luonnonmukaisiin menetelmiin on sen jälkeen

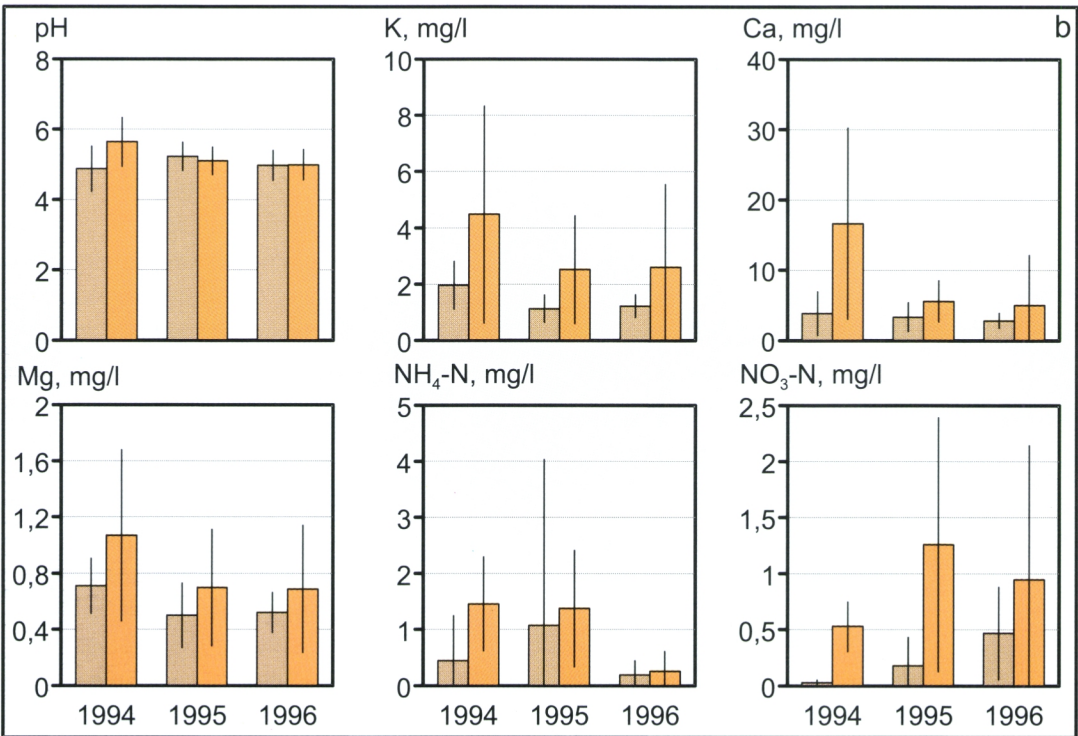
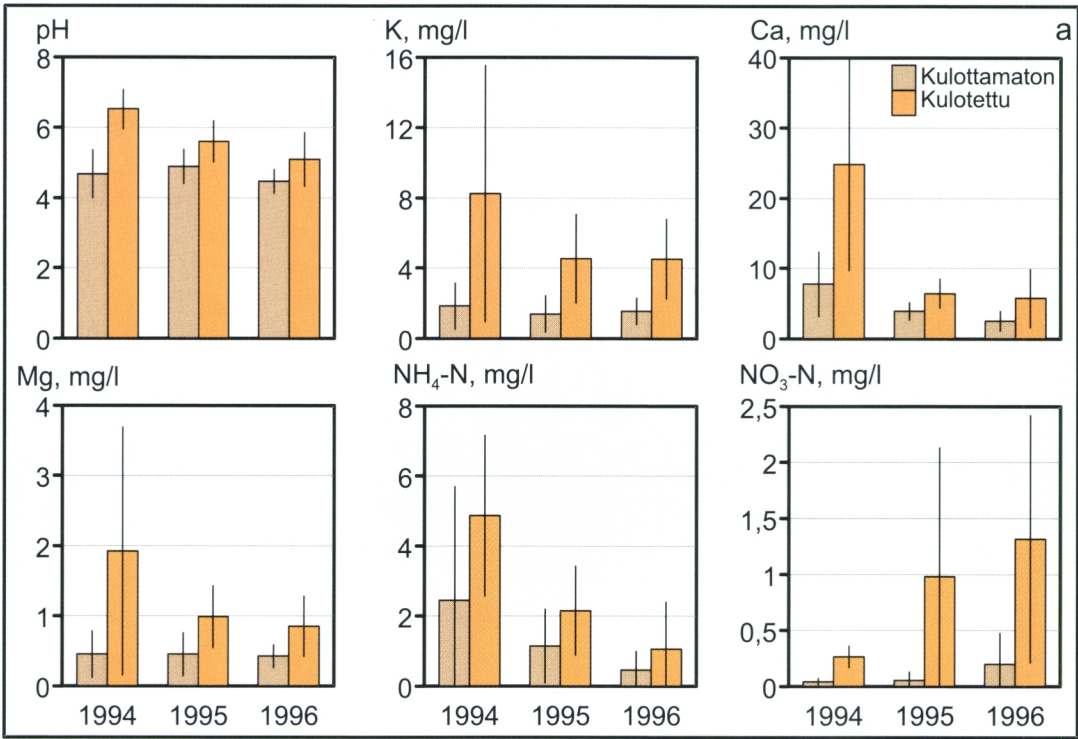
kasvanut, kulotus ei ole viime vuosinakaan yleistynyt. Vuotuinen kulotuspinta-ala on jäänyt parhaimmillaankin muutamaan tuhanteen hehtaariin⁷⁹.

Kulotuksessa palaa pääosa hakkuutähteistä ja pintakasvillisuudesta sekä vaihtelevassa määrin humuskerroksen pintaosaa (kuva 5.4). Palon voimakkuus riippuu hakkuutähteiden määrästä ja laadusta, humuskerroksen kosteudesta ja kulotushetken sääoloista. Uudistusaloja kulotetaan useimmiten liian kosteana, jolloin palaminen ei ole riittävän tehokasta. Humuskerroksen ohentuminen parantaa maan lämpöoloja ja pienentää maan vedenpidätyskykyä.

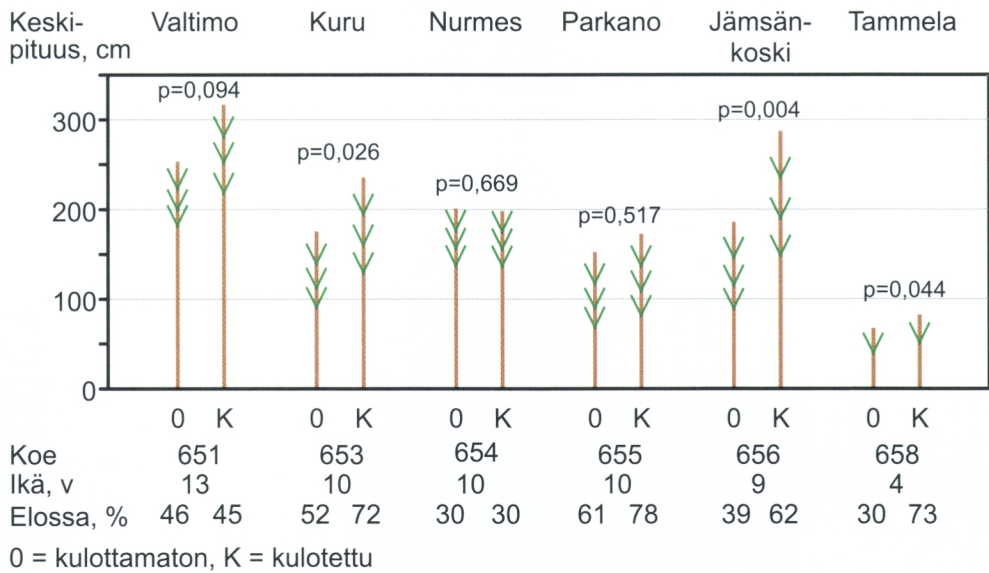
Palavasta orgaanisesta aineesta vapautuva typpi ja rikki haihtuvat ilmakehään (kuva 5.4). Typpihäviön, joka esimerkiksi hakkuutähteistä voi olla 150–200 kg/ha, ei kuitenkaan tarvitse muodostua kohtalokkaaksi uuden metsän kehitykselle⁸⁵. Metsämaan typpivaroista vain pieni osa on mineralisoituneena kasveille käytökelpoiseen muotoon ja kulotuksesta aiheutuva maan happamuuden väheneminen edistää typen mineralisaatiota.



Kuva 5.4. Kulotuksen vaikutus humuskerroksen orgaanisen aineen ja kokonaistypen määriin sekä C/N-suhteeseen ja happamuuteen. Tilanne ennen (kulottamaton) ja jälkeen kulotuksen (kulotettu).



Kuva 5.5. Vajaveden ominaisuuksia Vilppulan Kullervonkaskella kulotuksen (7.7.1994) jälkeen. Näytteet otettu lysimetreillä a) humuskerroksen alta ja b) 20 cm:n syvyydestä kivennäismaasta.



Kuva 5.6. Kulituksen vaikutus männyn istutustaimien elossaoloon, keskipituuteen ja vuotuisen pituuskasvuun.

Orgaaniseen aineeseen sitoutuneet kivennäisravinteet vapautuvat pääasiassa oksideina ja karbonaatteina, jotka voivat vähentää humuskerroksen happamuutta muutaman vuosikymmenen ajaksi¹³¹. Kulituksen aiheuttama pH:n nousu on vaihdellut suuresti kuten sen kestoaikakin, mikä selittyy maaperän erilaisilla ominaisuuksilla sekä varsinkin syntyneen tuhkan määrällä ja laadulla. Kivennäismaan pinta-kerroksissa pH:n nousu on jäänyt vähäiseksi.

Kulituksen kemiallisista vaikutuksista saadaan hyvä käsitys maavedestä tehtyjen määritysten perusteella (kuva 5.5). Vilppulan

Taulukko 5.3. Männyn neulasten keskimääräisiä ravinnepitoisuuksia neljältä kulotuskokeelta noin 6 vuoden kuluttua viljelystä.

Ravinne	Kulottamaton	Kulotettu	F-arvo
N, g/kg	13,7	12,4	4,85*
P	1,46	1,40	
K	5,21	5,72	
Ca	2,14	2,31	
Mg	0,92	0,89	
Mn, mg/kg	535	493	
Zn	44,1	42,2	
Cu	4,17	3,89	
B	12,6	14,5	8,15**

Kullervonkaskella maaveden happamuus vähenee ja kalium-, kalsium- ja magnesiumpitoisuudet nousevat välittömästi kulituksen seurauksena. Tulokset osoittavat myös typen mineralisaation ja nitrifiikaation voimistuneen.

Palon aikana lämpötila humuskerroksessa on muutamia kymmeniä asteita, mikä ei vielä täysin tuhoa maan mikrobistoa. Humuskerroksen mikrobien määrä ja hengitysaktiivisuus laskevat kulituksen seurauksena noin 60–70 % kulottamattomaan maahan verrattuna⁹⁵. Kasvillisuuden kehityksen myötä maan mikrobiston biomassa ja aktiivisuus lisääntyvät vähitellen, mutta palautuminen vertailutasolle kestää 10–15 vuotta³⁰.

Metsänviljelykokeilla kulotus paransi männyn istutustaimien kehitystä käsittelemättömään uudistusalaan verrattuna, jos maan vesitalous oli kunnossa⁸⁵ (kuva 5.6). Männyn taimien ravinnetilaan kulotuksesta aiheutui vain vähäisiä muutoksia (taulukko 5.3).

Kulotus parantaa monia maan fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia ominaisuuksia ja niiden välityksellä uuden metsän kehitystä. Millaiseksi tulos muodostuu, riippuu erityisesti kasvupaikan viljavuudesta ja tulen intensiteet-

tistä¹²⁸. Maanhoidon kannalta suositeltavia kulutuskohteita ovat moreenimaiden tuoreet ja kuivahkot kankaat, joilla maan vesitalous on hyvässä kunnossa. Toisaalta kulutuksesta ei olekaan mainittavaa hyötyä, jos maa on kuivatuksen tarpeessa. Parhaimmillaankin kulutuksen suoranainen vaikutus metsämaan viljavuuteen jäänee suhteellisen lyhytaikaiseksi, mutta metsien sukkession ohjaajana ja monimuotoisuuden ylläpitäjänä sillä on suuri merkitys^{11, 34}.

METSÄMAAN KALKITUS

John Derome ja Mikko Kukkola

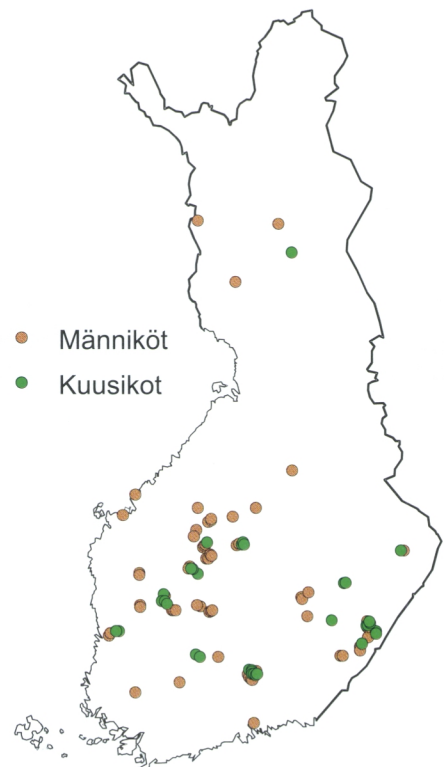
Tavoitteita

Metsämaiden luontaisen happamuuden vähentämiseksi Saksassa suositeltiin kalkitusta jo viime vuosisadan lopulla. Myös Suomessa ja Ruotsissa tehtiin jo tämän vuosisadan alussa joitakin kalkituskokeita, joissa pyrittiin nopeuttamaan kangashumuserrokseen sitoutuneen orgaanisen typen mineralisoitumista puiden kasvun lisäämiseksi¹³⁰. Mielenkiintoa kalkitusta kohtaan lisäsi myös tieto, että kalsiumin määrä kivennäismaassa kuvaa hyvin kangasmaiden viljavuutta¹²⁷. Näillä perusteilla kalkitus sisällytettiin yhtenä koejäsenenä myös Metsäntutkimuslaitoksen lannoituskokeisiin, joita perustettiin varsinkin 1960-luvun alussa. Viime vuosikymmenellä kalkitus nousi jälleen huomion kohteeksi mahdollisena toimenpiteenä metsämaan happamoitumisen lieventämiseksi. Kalkitus on yleistynyt esimerkiksi Keski-Euroopan metsävaurioalueiden hoidossa⁴¹ ja Etelä-Ruotsissakin on laaja-alaisia kalkitus-suunnitelmia¹²¹.

Kalkitusaineet – kalkkikivijauhe ja dolomiittikalkki – sekä neutraloivat maata että puskuroivat sitä happamoitumista vastaan. Näiden hidaskaikutteisten kalkitusaineiden neutraloiva vaikutus perustuu lähinnä hydroksideihin (OH^-) ja karbonaatteihin (CO_3^{2-}).

Aluksi CaCO_3 ja MgCO_3 liukenevat vähitellen sadeveteen ja kulkeutuvat ylimpään maakerrokseen, jossa ne neutraloivat maaveden vapaita vetyioneja. Sen jälkeen Ca^{2+} - ja Mg^{2+} -ionien pitoisuuksien nousu maavedessä syrjäyttää maahiukkasten kationinvaihtopaikkoihin kiinnittyneitä H^+ - ja Al^{3+} -ioneja. Maavedessä olevat bikarbonaatti- ja hydroksyyli-ionit vuorostaan neutraloivat vapautuneita H^+ -ioneja, mistä johtuva pH:n kohoaminen aiheuttaa alumiinin saostumisen $\text{Al}(\text{OH})_3$:na. Ca^{2+} - ja Mg^{2+} -ionien sitoutuminen kationinvaihtopaikkoihin nostaa merkittävästi maan emäskyllästysettä, joten kalkitus sekä neutraloi maaperää että lisää pitkäksi aikaa sen kykyä vastustaa happamoitumista.

Tietomme kalkituksen vaikutuksista kangasmaiden ominaisuuksiin ja puustoon perustuvat erilaisilla kasvupaikoilla sijaitseviin pitkäaikaisiin kalkituskokeisiin²² (kuva 5.7). Tarkasteltavissa kokeissa kalkki on useimmiten



Kuva 5.7. Kalkituskokeiden sijainti.

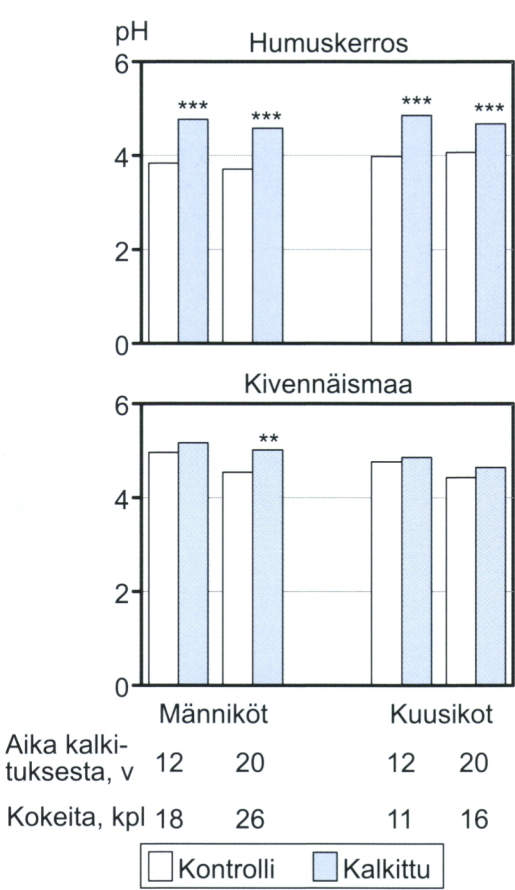
levitetty maanpinnalle, mutta metsänuudistamisen yhteydessä kalkkia voidaan myös sekoittaa pintamaahan muokkauksen avulla (s. 230). Maan happamuuden ja ravinteisuuden sekä puiden ravinnetilan ja kasvun lisäksi on myös tutkittu kalkituksen vaikutuksia maan mikrobistoon¹¹⁵ sekä hienojuurten ja mykorritsojen kehitykseen^{63, 64, 65}.

Kalkituksen kemialliset ja biologiset vaikutukset metsämaassa

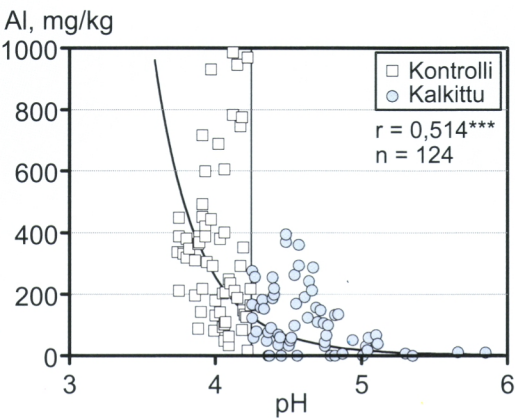
Kokeissa käytetty suhteellisen pieni kalkkimäärä, 2 t/ha kalkkikivijauhetta, on lieventänyt maan happamuutta pitkäaikaisesti. Kahden vuosikymmenen kuluttua kalkituksesta humuskerroksen pH oli keskimäärin noin 0,5 pH-yksikköä korkeampi kuin kalkitsemattomassa maassa. Myös kivennäismaan pintakerroksen pH oli kohonnut erityisesti männiköissä (kuva 5.8). Pääasiallinen syy kalkituksen voimakkaampaan neutraloivaan vaikutukseen männiköissä kuin kuusikoissa on se, että männiköt kasvavat karummilla kasvupaikoilla, joiden humuskerros on yleensä ohuempi kuin kuusikoiden. Paksuun humuskerrokseen varastoitunut happamuus neutraloituu kuusikoissa ensin, ja vasta sitten kalkki voi vaikuttaa alla olevaan kivennäismaahan. Puiden kannalta kasvualustan sopiva happamuus on noin pH 4,5–5,5.

Kalkitus on vähentänyt voimakkaasti myös myrkyllisen alumiinin määrää sekä humuskerroksessa että kivennäismaassa (kuva 5.9). Vaihtuvan alumiinin pitoisuuden väheneminen riippuu suuresti siitä, miten paljon kalkitus nostaa pH:ta. Vielä 20 vuoden kuluttua emäskyllästysaste oli kalkitussa maassa miltei kaksinkertainen kalkitsemattomaan maahan verrattuna.

Kalkituksen seurauksena orgaanista ainetta kertyi humuskerrokseen (kuva 5.10). Lisäys oli suurin viljavimpien kasvupaikojen kuusikoissa ja karujen kasvupaikkojen männiköissä. Tämä tulos on ristiriidassa kalkituksen alkuperäiseen tavoitteeseen nähden eli hiilen ja



Kuva 5.8. Maan pH kalkituskokeilla 12 ja 20 vuoden kuluttua kalkituksesta (2 t/ha) .

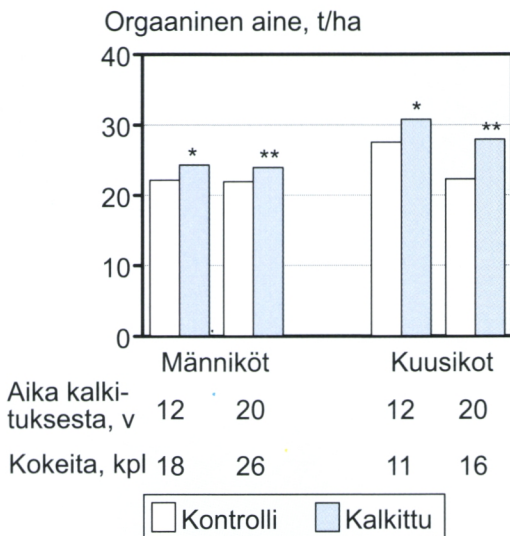


Kuva 5.9. Vaihtuvan alumiinin pitoisuuden riippuvuus pH:sta humuskerroksessa 23 vuotta kalkituksen (2 t/ha) jälkeen.

typen mineralisaation nopeuttamiseen⁵¹. Kalkitus näyttää vilkastuttavan mikrobitoimintaa vain lyhytaikaisesti (s. 232). Neulaskarikkeen hajoaminen hidastui jonkin verran kalkituksen seurauksena kuusikoissa, joissa orgaanisen aineen kertyminen oli runsasta. Kalkitus oli lisäksi haitallinen erityisesti kuusen mykorritsoille, joiden kuolleisuus lisääntyi kalkituksen vaikutuksesta (s. 233). Nämä ilmiöt voivat osaltaan edistää orgaanisen aineen kertymistä humuskerrokseen.

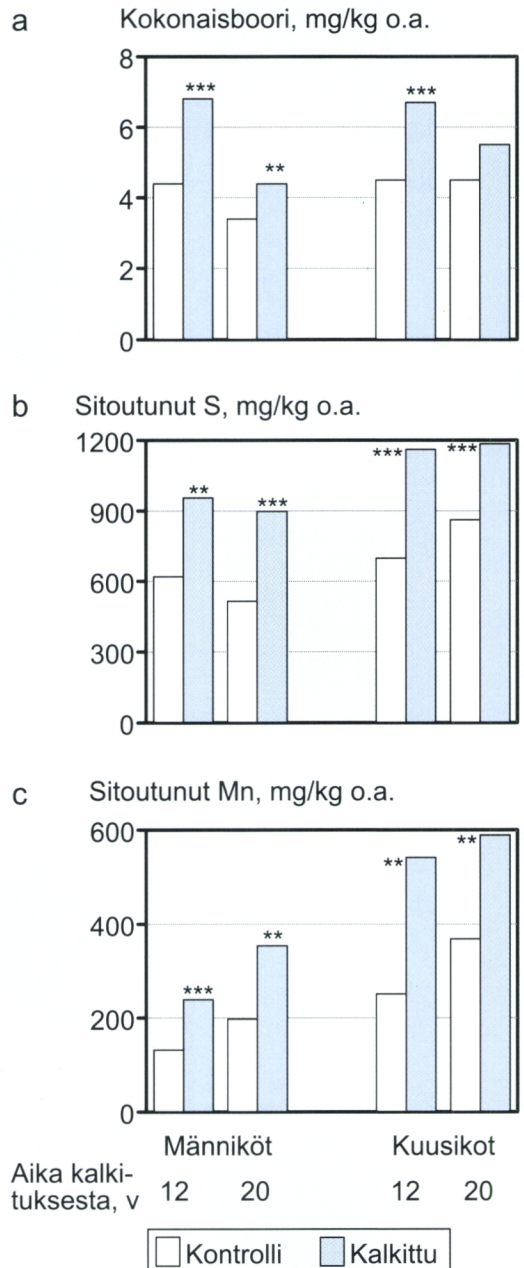
Kalkitus lisäsi maan orgaanisen aineen määrää, mutta se muutti myös humuksen laatua. Humuskerroksen orgaanisen aineen hiilipitoisuus nousi jonkin verran ja kationinvaihtopaikat lisääntyivät. Kationinvaihtopaikat ovat tärkeitä ravinteisuuden säilymisen kannalta, sillä kationimuodossa olevat ravinteet (esim. Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} jne.) kiinnittyvät näihin paikkoihin.

Kalkituksen seurauksena humuskerrokseen kertyi booria kasveille käyttökelvottomassa muodossa (kuva 5.11a ja s. 233). Sen sijaan kasveille käyttökelpoisen boorin määrä väheni erityisesti kuusikoissa, mikä saattaa olla puuston kannalta kalkituksen merkittävin haitta.



Kuva 5.10. Humuskerroksen orgaanisen aineen määrä kalkituskokeilla 12 ja 20 vuoden kuluttua kalkituksesta (2 t/ha).

Toisaalta tämä haitta voidaan korjata boorilannoituksella kalkituksen yhdessä⁶⁷. Pitkäaikaisissa kalkituskokeissa havaittiin myös rikkiä (kuva 5.11b) ja mangaania (kuva 5.11c)



Kuva 5.11. a) Kokonaisboorin sekä b) sitoutuneen rikin ja c) sitoutuneen mangaanin pitoisuus kalkituskokeiden humuskerroksessa 12 ja 20 vuoden kuluttua kalkituksesta (2 t/ha).

KALKITUKSEN VAIKUTUS MAAVEDEN LAATUUN

John Derome ja Teuvo Levula

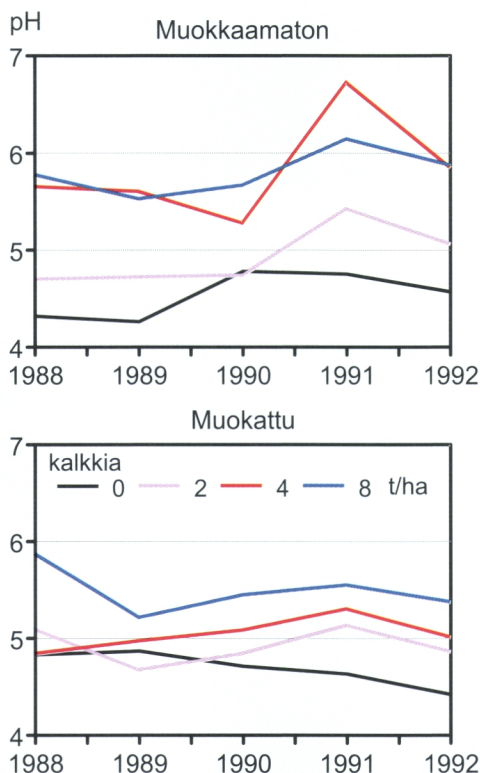
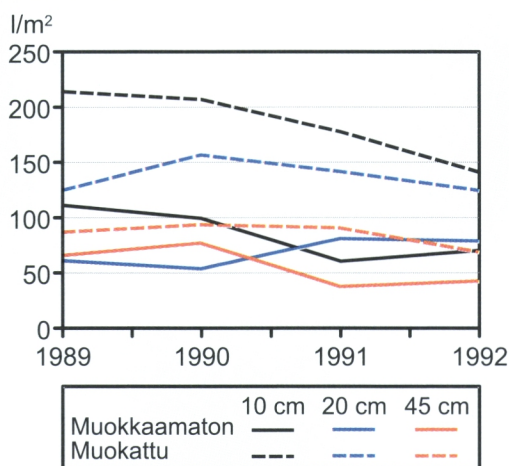
Kalkituksen (2, 4 ja 8 t/ha magnesiumpitoista kalkkivijauhetta) vaikutuksia maaveden laatuun tutkittiin lysimetrikokeen avulla Jämijärven Hämeenkanakaalla. Kasvupaikka oli kanervatyypin hiekkakangasta, jonka pintakasvillisuus koostui jäkälästä ja kanervasta. Kalkki levitettiin maanpinnalle tai sekoitettiin käsityönä tasaisesti 20 cm:n paksuiseen pintamaakerrokseen (muokkaus). Maavesinäytteet otettiin vajovesilysimetreillä 10, 20 ja 45 cm:n syvyyksiltä. Vajovettä kerättiin lumettomana aikana vuosina 1988–1992. Vesinäytteiden tilavuus mitattiin näytteenoton yhteydessä, minkä jälkeen ne kuljetettiin laboratorioon analysoitaviksi.

Muokkauksessa jäkäläpeite ja humuskerros sekoittuvat kivennäismaahan, minkä seurauksena vajoveden määrä kohosi kaksinkertaiseksi muokkaamattomaan maahan verrattuna (kuva 5.12). Jäkäläpeitteellä on siten suuri merkitys veden pidentymisessä.

Muokkaus ei vaikuttanut vajoveden pH-arvoihin. Sen sijaan maanpinnalle levitetty kalkki (4 ja 8 t/ha) nosti suhteellisen voimakkaasti ja pitkäaikaisesti vajoveden pH-arvoja 10 cm:n syvyydessä (kuva 5.13). Kun samansuuruiset kalkkimäärät sekoitettiin pintamaahan, jäi vajoveden pH:n nousu vähäiseksi. Sadevesi neutraloituu tehokkaasti joutuessaan välittömään kosketukseen kalkin kanssa maan-

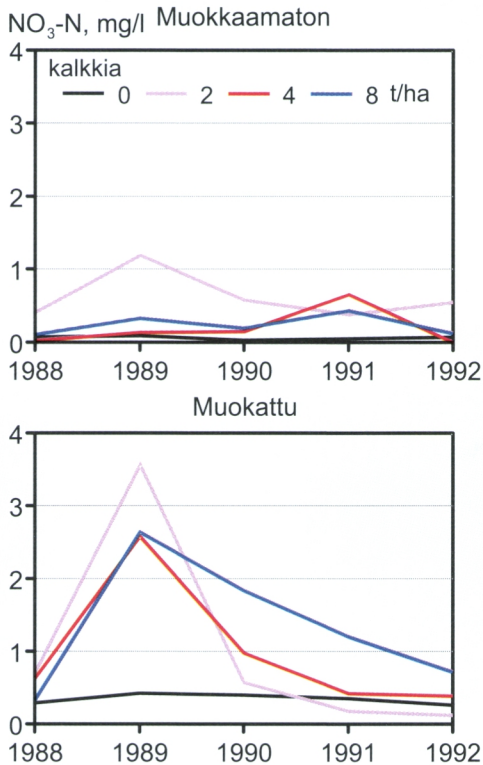
pinnalla. Sen sijaan veden kosketuspinta kalkin kanssa ei ole yhtä voimakas, jos kalkki sekoitetaan pintamaahan, sillä vesi kulkeutuu maassa epätasaisesti alaspäin suurimpia huokosia pitkin.

Kalkituksen tiedetään lisäävän nitrifikaatiota pH:n kohoamisen seurauksena, jolloin typen huuhtoutumisen mahdollisuus kasvaa^{88, 117}. Maan orgaaninen aine pidättää tehokkaasti ammoniumioneja, mutta se sitoo nitraatti-ioneja heikosti⁴⁷. Muokkaus ilman kalkitusta nosti vajoveden nitraattityypin pitoisuudet kuusinkertaisiksi 10 cm:n syvyydessä verrattuna muokkaamattomaan maahan. Kalkitus muokkauksen ohella voimisti edelleen nitrifikaatiota (kuva 5.14). Nitrifikaation lisääntyminen muokkauksen ja kalkituksen ansiosta kesti neljä vuotta. Kalkitus ilman muokkausta lisäsi nitrifikaatiota vain hieman. Muokkaus lisäsi nitrifikaatiota todennäköi-



Kuva 5.12. Vuotuinen vajoveden määrä muokkaamattomassa ja muokatussa maassa. Näytteenotto 10, 20 ja 45 cm:n syvyyksistä.

Kuva 5.13. Vajoveden keskimääräiset pH-arvot eri kalkitustasoilla 10 cm:n syvyydessä muokkaamattomassa ja muokatussa maassa.



Kuva 5.14. Vajoveden keskimääräiset nitraattitypen pitoisuudet eri kalkitustasoilla 10 cm:n syvyydessä muokkaamattomassa ja muokatussa maassa.

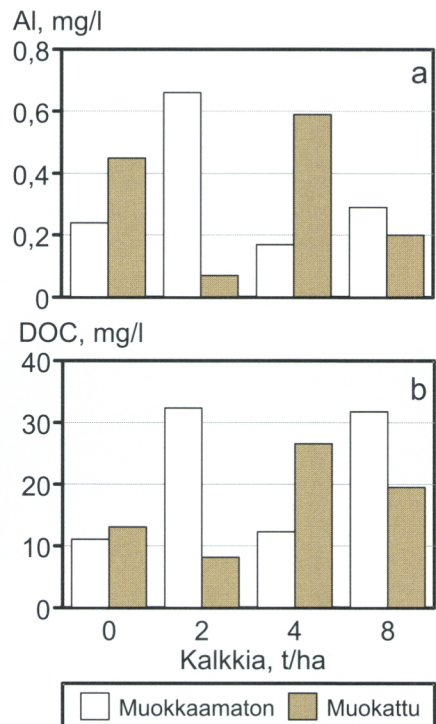
sesti siksi, että kivennäismaahan sekoittuneena orgaaninen aine säilyi tasaisemmin kosteana kuin erillisenä kerroksena kivennäismaan pinnalla. Kalkitus muokkauksen yhteydessä nosti jonkin verran vajoveden pH:ta, mikä edisti typen mineralisaatiota sekä nitrifikaatiota.

Pelkkä muokkaus ei olennaisesti vaikuttanut vajoveden magnesiumipitoisuuteen. Magnesiumipitoisen kalkin lisääminen maanpinnalle tai sen sekoittaminen muokkaamalla maahan nosti voimakkaasti vajoveden magnesiumipitoisuuksia.

Vajoveden alumiinipitoisuus on tärkeä tekijä puun kunnan kannalta, koska vapaa alumiini (Al^{3+}) on toksinen juurille ja mykorritsoille, jos sen pitoisuus ylittää 2 mg/l²⁰. Tässä esitettävät tulokset tarkoittavat vajoveden kokonaisalumiinipitoisuuksia, joista toksisen alumiinin osuus on selvästi alle 50 %⁸⁶. Tulokset olivat melko yllättäviä, sillä sekä muokkaus ilman kalkitusta että kalkitus (2 t/ha) ilman muokkausta lisäsivät vajoveden kokonaisalumiinipitoisuuksia (kuva 5.15a). Sen sijaan kalkitus (2 t/ha) muokkaukseen yhdistettynä vähensi voimakkaasti vajoveden kokonaisalumiinipitoisuuksia.

Tulokset ovat tulkittavissa, kun niitä verrataan muokkauksen ja/tai kalkituksen aiheuttamiin muutoksiin vajoveden orgaanisen hiilen pitoisuuksissa (kuva 5.15b). Kokonaisalumiiniin ja orgaanisen hiilen pitoisuuksien välillä oli selvä yhteys. Alumiinipitoisuuden kohoaminen muokkauksen seurauksena johtuu orgaanisen hiilen pitoisuuksien kohoamisesta vajovedessä, sillä suuri osa vajoveden kokonaisalumiinista on kompleksoitunut orgaanisen aineen kanssa⁸⁶. Orgaanisen hiilen pitoisuuksien nousu aiheutuu humuskerroksen sekoittumisesta kivennäismaan pintaosaan.

Happamuuden väheneminen kalkituksen seurauksena lisää tiettyjen humusyhdisteiden liukoisuutta humuskerroksessa¹²³. Tämä selittää voimakkaasti kohonneet orgaanisen hiilen pitoisuudet ja edelleen kohonneet kokonaisalumiinipitoisuudet. Kalkituksen on todettu vähentävän vaihtuvan alumiinin (Al^{3+}) määrää humuskerroksessa²¹, mutta vajoveden alumiinipitoisuudet ovat vähentyneet merkittävästi vain pienillä kalkkimäärillä. Kalkitus ja muokkaus näyttäisivät vaikuttavan pääasiassa orgaanisen aineen pitoisuuksiin ja vain epäsuorasti orgaanisen aineen kautta alumiinipitoisuuksiin.



Kuva 5.15. Vajoveden keskimääräiset a) alumiinipitoisuudet ja b) liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuudet eri kalkitustasoilla 10 cm:n syvyydessä muokkaamattomassa ja muokatussa maassa.

KALKITUKSEN VAIKUTUS METSÄMAAN MIKROBITOIMINTAAN JA MYKORRITSOIHIN

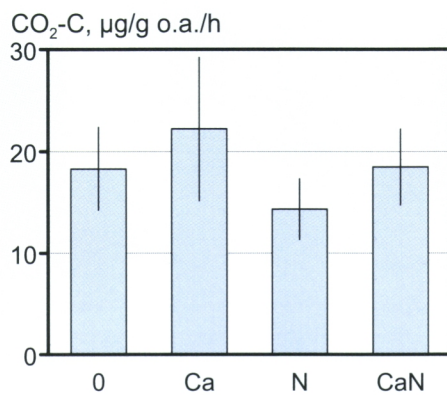
Aino Smolander ja Tarja Lehto

Orgaanisen aineen kertyminen humuskerrokseen kalkituksen seurauksena viittaa epätasapainoon kariketuotannon ja hajotuksen välillä. Hajotuksen nopeutta säätelee toisaalta karikkeen kemiallinen koostumus ja toisaalta hajottajayhteisö ja sen aktiivisuus. Kalkituksen vaikutusta maamikrobistoon ja karikkeen hajotukseen tutkittiin 40-60-vuotiaissa kuusikoissa ja männyn taimikoissa. Useimmiten kalkitus lisäsi lievästi maan mikrobibiomassaa, so. siihen sitoutunutta hiiltä samoin kuin typpeä ja sen osuutta maan kokonaistypestä^{31, 98, 115, 118}. Kalkitus nopeutti myös hiilen mineralisaatiota, joten mikrobistotulokset eivät selittäneet kalkituksen aiheuttamaa orgaanisen aineen kertymistä. Kalkitus jopa poisti pitkäaikaisen typpilannoituksen aiheuttaman hiilen mineralisaation alenemisen (kuva 5.16). Toisaalta kalkitus saattaa aloittaa nitrifikaation metsämaassa ja aiheuttaa nitraatin huuhtoumisriskin¹¹⁸.

Karikkeen hajotuskokeet maastossa vahvistivat sen, etteivät kalkituksen vaikutukset hajottajayhteisöön olleet haitallisia¹¹⁶. Samalla kuitenkin ilmeni, että kalkitus heikensi lievästi kuusen neulas- ja karikkeen hajoamista. Yhtenä syynä tähän oli vesiliukoisten aineiden osuuden väheneminen. Lisäksi myöhemmin hajotuksen edetessä ligniinin hajotus oli hitaampaa ja C/N-suhde korkeampi kalkituilta koealoilta peräisin olevassa neulas-

karikkeessa. Nämä kalkituksen haitalliset vaikutukset karikkeen hajotettavuuteen saattavat osaltaan selittää orgaanisen aineen kertymistä kalkituksen seurauksena.

Pitkäaikaisissa kalkituskokeissa puiden ravinnetilassa on ilmennyt muutoksia. Booripitoisuudet



Kuva 5.16. Hiilen mineralisaatio humuskerroksessa. Käsittelyt 0=kontrolli, Ca=kalkitus, N=typpilannoitus, CaN=kalkitus ja typpilannoitus. Keskiarvot ja keskihajonnat neljästä varttuneesta kuusikosta.

kertyvän humuskerrokseen kasveille käyttökelvottomassa muodossa. Vaikka rikin sitoutumisen merkitystä ei tunneta puuston ravinteiden oton kannalta, tällä ilmiöllä on merkitystä emäskationien huuhtoutumista ajatellen. Hap-pamoittavan laskeuman sulfaatti voi nimittäin lisätä emäskationien huuhtoutumista, minkä seurauksena maan puskurikyky ja ravinteisuus heikkenevät⁹². Rikki näyttää saostuneen alumiinisulfaattina, mikä johtuu humuskerroksen pH:n noususta. Mangaanin sitoutumisesta huolimatta neulasten mangaanipitoisuudet pysyivät selvästi puutosrajan yläpuolella. Kalkitus ei

vaikuttanut humuskerroksen fosforin käyttökelpoisuuteen eikä tärkeiden hivenravinteiden, kuparin ja sinkin pitoisuuksiin. Runsaasti magnesiumia sisältävää dolomiittikalkkia käytettäessä humuskerroksen ja neulasten magnesiumipitoisuudet kohosivat pitkäksi aikaa.

Kalkitus ja puuston kasvu

Vastoin ennako-odotuksia kalkitus ei yleensä ole parantanut puiden elinvoimaisuutta Suomen oloissa, vaan pikemminkin se on heikentänyt puiden kasvua pitkäksi aikaa²². Kuusikoi-

ovat maan pintaosissa lisääntyneet kalkituksen seurauksena, mutta tästä huolimatta etenkin kuusen neulasten booripitoisuudet ovat laskenneet^{22, 67}. Varsinkin Itä-Suomessa, missä maan booripitoisuus on luontaisesti alhainen, kalkitus on laskenut kuusen neulasten booripitoisuuksia 6–10:stä noin 5:een mg/kg, jota pidetään boorin puutosrajana havupuilla. Boorilannoituksella tilanne voitiin korjata⁶⁷. Jos ryhdyttäisiin kalkitsemaan metsiä, kalkituksen yhteydessä olisi syytä lisätä maahan booria rannikkoseutuja lukuunottamatta.

Kalkin booripitoisuutta maassa lisäävä vaikutus johtuu suurelta osin siitä, että kalkitusaineissa on booria epäpuhtautena. Kalkitus kuitenkin lisää myös boorin kemiallista pidättymistä maahan pH:n nousun vuoksi⁶⁶. Pidättynyt eli adsorboitunut boori ei ole kasveille yhtä käyttökelpoista kuin liukoinen boori, joten tämä ilmiö selittää, miksi boorin määrän lisääntyminen maassa ei ole parantanut kuusen boorin saatavuutta kalkituksen jälkeen.

Mykorritsat eli sienijuuret, joissa puun juuret elävät symbioosissa maaperän sienten kanssa, ovat alttiita maaperässä tapahtuville muutoksille, koska

ne ovat juuriston aktiivinen, ravinteita ottava osa. Kuusen mykorritsat näyttävät kärsivän kalkituksen, sillä kuolleiden mykorritsojen osuus on ollut korkeampi kalkituilla koealoilla sekä vajaa vuosi että 12 vuotta kalkituksen jälkeen⁶⁴ (taulukko 5.4)⁶⁵. Koska maamikrobien hajotusaktiivisuus samoilla koealoilla ei ole vähentynyt kalkituksen seurauksena, kyse on ilmeisesti mykorritsojen kuolleisuuden lisääntymisestä. Kuolleisuutta lisäävät sekä pH:n nousu että kalkin suolavaikutus⁶⁵. Kalkin haittavaikutukset mykorritsoihin voivat osaltaan selittää kuusen heikentynyttä kasvua, sillä huonokuntoiset mykorritsat eivät pysty ottamaan ravinteita tehokkaasti, ja toisaalta kuolleiden mykorritsojen korvaamiseen kuuluu puun energiavaroja. Vanhojen neulasten typpipitoisuuden lievä lasku kalkituissa kuusikoissa voi viitata häiriöihin ravinteiden otossa⁶⁷.

Kalkitus on vaikuttanut erityyppisten mykorritsojen runsaussuhteisiin männyn juurissa, mutta ei ole selvää, onko lajiston muutoksella vaikutusta puiden elinvoimaisuuteen^{63, 27}. Toisaalta männiköt ovat todennäköisempia kalkituskohteita kuin kuusikot.

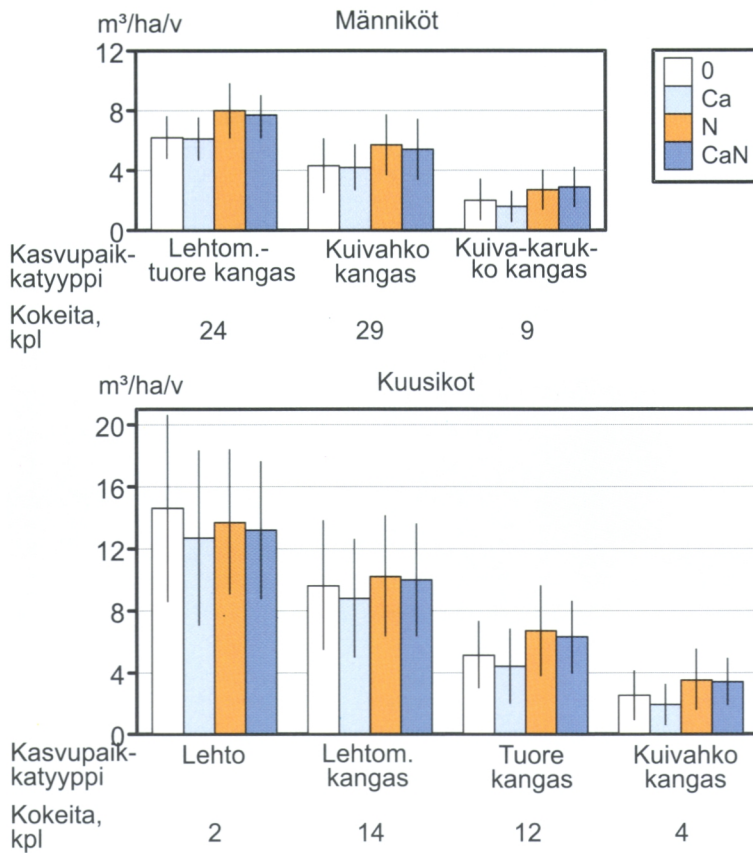
Taulukko 5.4. Kalkituksen vaikutus kuolleiden mykorritsojen osuuteen kuusen mykorritsojen kokonaismäärästä kolmessa kokeessa. Kussakin kokeessa kalkitun ja käsittelemättömän välinen ero on tilastollisesti merkitsevä.

	Käsittelemätön	Kalkittu
	Kuolleet mykorritsat, %	mykorritsoista
Kalkittu 30 v ja 12 v aikaisemmin	10,2	28,7
Kalkittu 1 v aikaisemmin	9,0	24,4
Astiakoe taimille, kalkittu 1 kk aikaisemmin	0,3	1,0

den kasvu väheni noin 10 % 18 vuoden seurantaajan aikana, ja männiköissäkin ilmeni lievää, joskaan ei tilastollisesti merkitsevää kasvun taantumista kalkituksen jälkeen (kuva 5.17). Kalkituksen kasvua alentava vaikutus voimistui muutaman vuoden kuluessa ja pysytteli sen jälkeen samalla tasolla tai lieveni mittaajakauden loppua kohti. Koealoilla, joita kalkituksen lisäksi lannoitettiin typellä, kalkitus ei heikentänyt puuston kasvua samassa määrin kuin ilman typpilannoitusta.

Puiden ravinnetilassa kalkitus aiheuttaa selvimmän muutoksen neulasten booripitoisuuksissa⁶⁹, mikä johtaa helposti puutosilmiöihin. Varsinkin nuorissa kasvatusmetsissä neulasten booripitoisuuden laskuun liittyi voimakkaita latvavaurioita (kuva 5.18).

Kalkitusta on tutkittu myös metsänviljelykokeilla, joilla kalkki (0, 2 000 tai 4 000 kg/ha) on jäänyt joko humuskerroksen pintaan tai se on sekoitettu muokkauksen yhteydessä pintamaahan. Näillä kokeilla kalkitus ei ole hädäntänyt männyn taimien kehitystä.



Kuva 5.17. Kalkituksen (2 t/ha) vaikutus puuston tilavuuskasvuun 18 vuoden seuranta-jakson aikana.



Kuva 5.18. Kalkituksen aiheuttama kasvuhäiriö Kemijärvellä. Kuva E. Mälkönen.

Päätelmät

Kalkituksella voidaan ehkäistä maaperän happamoitumista ja lisätä pitkäaikaisesti metsämaan kykyä kestää hapanta laskeumaa. Jopa orgaanisen aineksen vähittäinen kertyminen humuskerrokseen kalkituksen seurauksena voi olla hyödyksi siinä mielessä, että se suojaa allaolevaa kivennäismaata vähentämällä myrkyllisen alumiinin vapautumista ja lisäämällä emäskationien määrää. Nykyisellään kalkituksen haittavaikutukset ovat kuitenkin hyötyjä suuremmat. Suurin haittavaikutus näyttää kohdistuvan hienojuuriin ja mykorritsoihin etupäässä boorin sitoutumisen vuoksi. Koska puuston kasvu on yleensä taantunut kalkituksen seurauksena, metsämaiden kalkitusta ei voida suositella. Happamuuden lieventämisen lisäksi maanhoidossa on varmistuttava myös ravinteiden tasapainoisesta saatavuudesta.

RAVINTEISUUDEN YLLÄPITÄMINEN HIDASLIUKOISILLA LANNOITTEILLA

Eino Mälkönen, John Derome, Mikko Kukkola ja Anna Saarsalmi

Tasapainoinen ravinteiden saatavuus on yksi tärkeimmistä metsien kasvuun ja elinvoimaisuuteen vaikuttavista tekijöistä. Pyrittäessä parantamaan heikkokuntoisten metsiköiden ravinnetilaa mielenkiinto kohdistuu erityisesti hidasliukoisiin lannoitteisiin niiden pitkän vaikutusajan ja ravinteiden vähäisen huuhtoutumisen vuoksi. Seuraavassa tarkasteltavissa ns. terveyslannoituskokeissa käytetyt hidasliukoiset lannoitteet ovat hienoksi jauhettuja malmijauheita, joiden rapautuessa maahan vapautuu mm. kalsiumia, magnesiumia, kaliumia ja fosforia. Hidasliukoisena typpilannoitteena käytettiin metyleeniureaa, joka on aluksi melko pysyvä yhdiste³³.

Kenttäkokeissa käytetty koejärjestely ravinnemäärineen ilmenee taulukosta 5.5. Ensimmäisenä lannoituskäsittelyä oli kivennäis-

ravinneseos, jonka pääkomponenttina oleva malmijauhe sisältää apatiittia (10 %), dolomiittia (20 %) ja biotiittia (60 %). Tähän hidasliukoiseen malmijauheeseen on lisätty eräitä helppoliukoisia yhdisteitä lannoitusvaikutuksen nopeuttamiseksi. Ravinnelisäyksen ohella kunnostuslannoksella on lievä neutralointivaikutus. Typpilaskeumasta huolimatta kasveille käyttökelpoisen typen niukkuus on yleistä, minkä vuoksi kunnostuslannokseen lisättiin typpeä 150 kg/ha osin hidasliukoisena metyleeniureana ja osin vesiliukoisena ammoniumnitraattina. Maan haponneutralointikyvyn parantamiseksi seuraavaan käsittelyyn sisällytettiin rakeistettua magnesiumpitoista kalkkikiveä. Viidettä lannoituskäsittelyä varten metsikön ravinnetarve arvioitiin maa- ja neulasanalyysin avulla. Eräissä kokeissa on lisäksi ns. stressikäsittely, jonka tarkoituksena on ilmentää voimakkaan rikki- ja typpikuormituksen vaikutuksia metsämaissamme. Vuotuinen rikki- ja typpilisäys annettiin ammoniumsulfaattina.

Seuraavassa tarkasteltavat kokeet perustettiin vuosina 1991–1992 ilman epäpuhtauksien, ilmastotekijöiden ja maaperän suhteen erilaisille alueille: Kiikalaan, Jämsijärvelle, Ylikiminkiin, Rovaniemelle ja Sallaan. Kuntonsa

Taulukko 5.5. Terveyslannoituskokeissa käytetyt lannoituskäsittelyt.

Käsittely	Ravinnelisäys, kg/ha
1. Kontrolli (0)	–
2. Kunnostuslannos (KL)	P 31, K 56, Ca 98, Mg 61, S 37, Cu 0,8, Zn 0,8 ja B 1,3
3. Typpellinen kunnostuslannos (TKL)	KL + N 150 (metyleniurea 100, NH ₄ -N 25 ja NO ₃ -N 25)
4. Typpellinen kunnostuslannos ja kalkitus	TKL + rakeistettua kalkkikiveä (5 % Mg) 1000
5. Metsikkökohtainen lannoitus	
Koe 405	N 120 (NH ₄ -N 60 ja NO ₃ -N 60), B 1 ja rakeistettua kalkkikiveä 1000
Koe 407	N 120 (NH ₄ -N 60 ja NO ₃ -N 60) ja B 2
Koe 408	N 120 (NH ₄ -N 60 ja NO ₃ -N 60), P 30 ja B 1
Koe 409	N 120 (NH ₄ -N 60 ja NO ₃ -N 60), Mg 40, Cu 2, B 1,5 ja rakeistettua kalkkikiveä 1000
Koe 410	N 120 (NH ₄ -N 60 ja NO ₃ -N 60), K 50, Mg 40, Cu 4, B 1 ja rakeistettua kalkkikiveä 1000
6. Stressikäsittely	
Kokeet 408 ja 410	N 25 (NH ₄ -N) ja S 30 (SO ₄ -S) vuosittain



Kuva 5.19. Jämijärven terveyslannoituskoe. Kuva E. Oksanen.

puolesta koemetsiköt olivat vaihtelevia, sillä eräät niistä olivat eri syistä harsuuntuneita, toiset hyväkuntoisia nuoria kasvatustammikoita (kuva 5.19). Esitettävät tulokset perustuvat koekenttien viisivuotismittaukseen.

Maan ravinnetila

Kunnostuslannoksella ei ollut yksinään tilastollisesti merkitsevää vaikutusta humuskerroksen kokonaistyyppipitoisuuteen tai C/N-suhteeseen (taulukko 5.6). Sen sijaan kunnostuslan-

nos lisäsi eräiden muiden pää- ja hivenravinteiden (P, Ca, Mg, Zn, Cu) pitoisuuksia. Sisältämiensä neutraloivien yhdisteiden ansiosta kunnostuslannos vähensi maan happamuutta, mikä ilmeni maan pH:n ja emäskyllästysasteen kohoamisena. Maan pH:n kohoamisen myötä vaihtuvan alumiinin pitoisuus väheni merkitsevästi. Humuskerroksen kationinvaihtokapasiteetti oli kunnostuslannoksen ansiosta 20 % suurempi kuin kontrollialoilla.

Typellinen kunnostuslannos lisäsi humuskerroksen kokonaistyyppipitoisuutta (taulukko 5.6). Lisäys ei kuitenkaan ollut kaikilla kokeilla merkitsevä. Tällä käsitellyllä humuskerroksen pH kohosi jonkin verran enemmän, ja kokeilla 405 ja 407 myös emäskyllästysaste oli hiukan korkeampi kuin ilman tyyppiläisyyttä.

Typellisen kunnostuslannoituksen ohella tehty kalkitus alensi odotetusti humuskerroksen happamuutta kaikilla kokeilla. Samalla vaihtuvan alumiinin pitoisuus pieneni 12–36 %, ja emäskyllästysaste kohosi kaikilla kokeilla yli 85 % kontrolliin verrattuna. Typellinen kunnostuslannos ja kalkki yhdessä lisäsivät humuskerroksen kokonaistyyppipitoisuutta, jolloin C/N-suhte vastaavasti pieneni.

Stressikäsitellyllä ei ollut vaikutusta humuskerroksen kokonaistyyppipitoisuuteen eikä C/N-suhteeseen millään kokeella. Muista lannoituskäsittelyistä poiketen vuotuinen stressikäsitely ammoniumsulfaatilla alensi humuskerroksen pH:ta.

Taulukko 5.6. Lannoituskäsittelyjen vaikutus humuskerroksen happamuus- ja ravinteisuustunnuksiin. Aineistona Kiikalan, Jämijärven, Ylikiimingin, Rovaniemen ja Sallan terveyslannoituskokeet. Merkitsevät erot kontrollista on merkitty tähdellä. KVK = kationinvaihtokapasiteetti ja EKA = emäskyllästysaste.

Käsittely	N _{tot} , g/kg o.a.	C/N -suhde	pH	Vaiht. Al, mg/kg o.a.	KVK, mmol/kg o.a.	EKA, %
Kontrolli	11,8	40,6	3,63	520	289	42,9
Kunnostuslannos	12,8	38,8	3,88*	384*	341*	61,5*
Typellinen kunnostuslannos	13,0	37,6	4,00*	374*	340*	65,5*
Typellinen kunnostuslannos ja kalkitus	13,9*	36,6*	4,68*	120*	497*	89,6*
Stressikäsitely ¹⁾	12,4	36,8	3,34	714	262	29,1

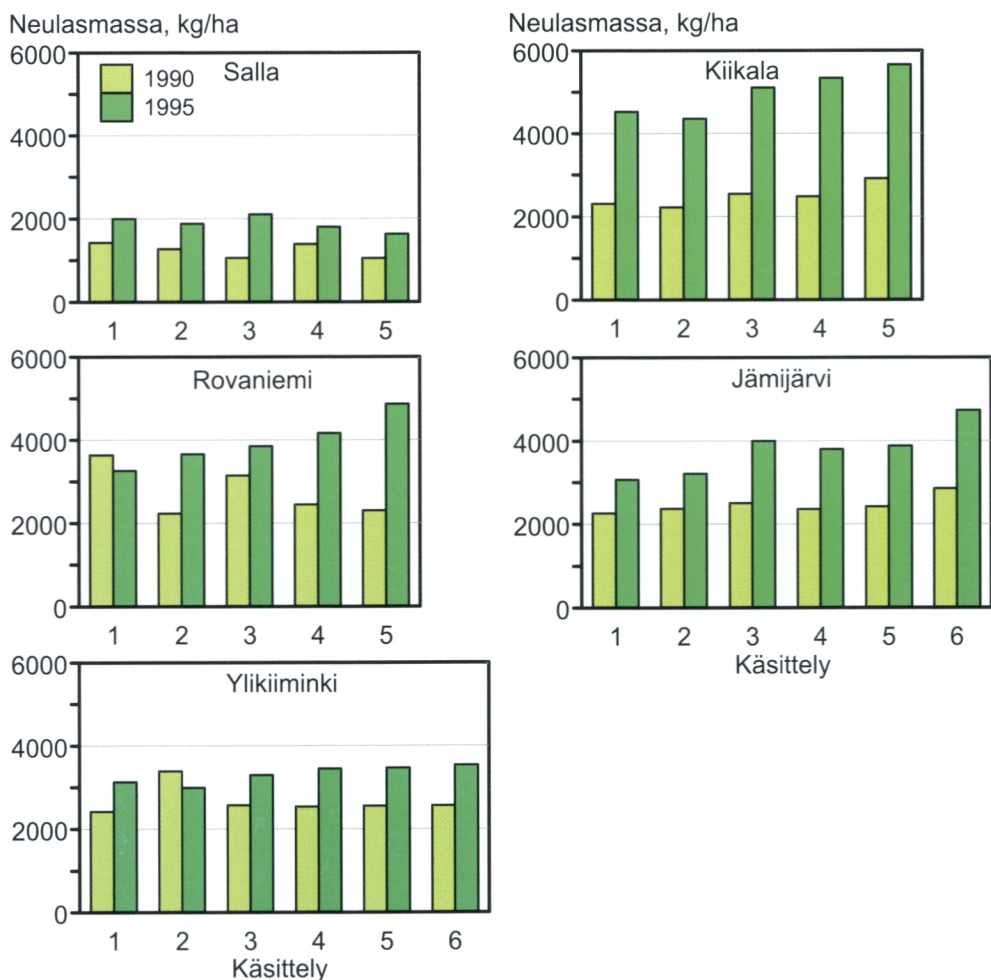
¹⁾ Stressikäsitely (N+S) sisältyi vain Jämijärven ja Ylikiimingin kokeisiin.

Puuston kasvu

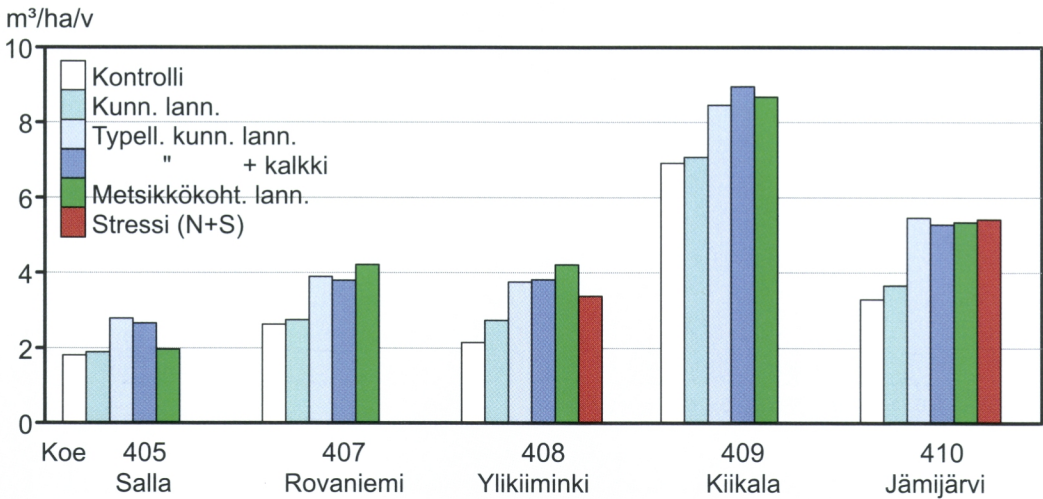
Neulasmassan määrä on yksi puuston biomasatuotoksen avaintekijöitä. Useimmilla kokeilla puuston neulasmassa lisääntyi kontrollialoilakin tutkimusjakson aikana (kuva 5.20). Neulasmassan luontainen lisäys oli voimakkainta eteläisimmillä kokeilla (409 ja 410), mikä johtui metsiköiden kehitysvaiheesta. Sallassa sijaitsevalla kokeella 405 puuston vähittäinen toipuminen voimakkaan versosurmaepidemian aiheuttamista tuhoista oli syynä neulasmassan

lisäykseen. Yleensä typpeä sisältävät lannoitus-käsittelyt lisäsivät neulasmassaa, mikä oli ilmeisesti suurimmillaan 2–4 vuoden kuluttua lannoituksesta. Karikemittausten mukaan typpilannoitus lisäsi neljäntenä vuonna lannoituksesta neulaskarikkeen määrän 1,3–1,7-kertaiseksi kontrolliin verrattuna. Lannoituskäsittelyillä ei ollut vaikutusta neulaskarikesadon vuotuisen ajoittumiseen.

Lannoituksilla saatu puuston tilavuuskasvun lisäys vaihteli suuresti eri kokeilla



Kuva 5.20. Puuston neulasmassa koetta perustettaessa ja viiden vuoden kuluttua lannoituksesta. Lannoituskäsittelyt on esitetty taulukossa 5.5.



Kuva 5.21. Lannoituksella saatu puuston tilavuuskasvun lisäys 5-vuotiskauden aikana. Lannoituskäsittelyt on esitetty taulukossa 5.5.

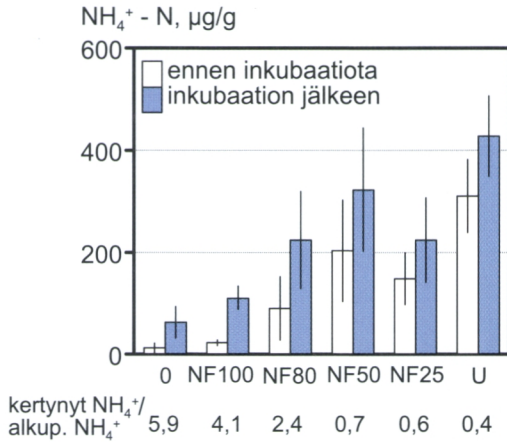
(kuva 5.21). Kunnostuslannos paransi tilavuuskasvua selvimminkin kokeilla 408 (lisäys 27 %) ja 410 (11 %). Selvästi paras kasvunlisäys saatiin tyyppiä sisältävillä lannoituskäsittelyillä. Tällöin vuotuinen tilavuuskasvu lisääntyi useimmissa tapauksissa 1–2 m³/ha, mikä on vähemmän kuin puuntuottamiseksi normaalisti lannoitettavissa kohteissa¹. Tämä oli kuitenkin odotettua, sillä metsiköt olivat heikkokasvuisia ennen lannoitusta. Poikkeuksena oli vain Kiikalan koe 409, jossa luontainen vuotuinen kasvu tutkimusjakson aikana oli 6,91 m³/ha. Toisaalta tilavuuskasvun lisäykset olivat suhteellisesti suuria, yleensä 50 %, mikä osoittaa tyyden puutetta näillä karuhkoilla kasvupaikoilla. Puuston vuotuinen tilavuuskasvu oli likimain yhtä suuri kaikissa käsittelyissä, joissa tyyppi oli mukana. Poikkeuksena oli kuitenkin Sallan koe 405, jolla neulas- ja maa-analyysiin perustuneen lannoituksen vaikutus puustoon jäi miltei olemattomaksi versosurmatuhon vuoksi.

Lannoituksen vaikutus maan mikrobistoon

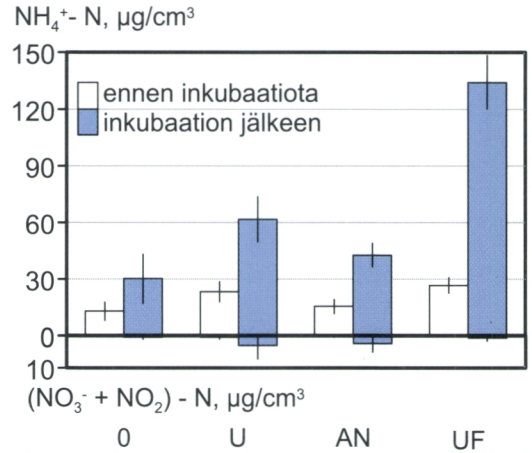
Tuula Aarnio

Metsän lannoittaminen vaikuttaa myös maan mikrobitoimintoihin ja luontaiseen ravinteiden vapautumiseen maan orgaanisesta aineesta. Nopealiukoiset typpilannoitteet, urea ja ammoniumnitraatti, vähentävät happamassa metsämaassa hiilen mineralisaatiota (hiilidioksidin tuotto) pitkäksi aikaa^{124, 75, 89, 2}. Mineralisaation väheneminen on sitä voimakkaampaa mitä karumpi metsätyyppi on kysymyksessä^{75, 12}. Syytä typpilisäyksen aiheuttamaan maan mikrobiaktiivisuuden laskuun ei tunneta, mutta ilmeisesti lisätty tyyppi ehkäisee mikrobien entsyymien tuottoa⁴⁹ tai muuttaa ympäristön ionikonsentraation ja pH:n mikrobeille epäedulliseksi^{29, 74}.

Hidasliukoinen orgaaninen tyyppiyhdiste, ureaformaldehydi, ei laskenut hiilidioksidin tuottoa kanerva- ja mustikkatyyppin kasvupaikoilla^{75, 3, 32}. Lisäksi laboratoriokokeissa osoitettiin, ettei ureaformaldehydi ole korkeinaakaan pitoisuuksina haitallinen maamikrobeille, esimerkiksi nitrifioiville bakteereille³, eikä heikennä mykorritsasienien kykyä infektoida männyn taimia¹¹⁰.



Kuva 5.22. Ammoniumtyypen pitoisuus kanervatyypin humuskerroksessa kolme kuukautta lannoituksen jälkeen³. Käsittelyt: 0=kontrolli, U=urea, UF=ureaformaldehydi. Numero UF:n yhteydessä osoittaa ureaformaldehydin prosenttiosuuden, lopu annetusta tyypestä on ureaa.



Kuva 5.23. Ammonium- ja nitraattityypin pitoisuus mustikkatyyppin humuksessa ennen inkubaatiota ja kuuden viikon laboratorioinkubaation (14 °C, 60 % kenttäkapasiteetista) jälkeen. Käsittelyt: 0=kontrolli, U=urea, AN=ammoniumnitraatti (oulunsalpietari), UF=ureaformaldehydi⁷⁵.

Helppoliukoisten typpiyhdisteiden vaikutus maan typpitalouteen on melko lyhytaikainen. Urean, ureaformaldehydin ja näistä valmistettujen seosten vaikutuksia tutkittaessa havaittiin maan vaihtuvan ammoniumpitoisuuden olevan kolme kuukautta lannoituksen jälkeen suoraan verrannollinen urealisäyksen määrään² (kuva 5.22). Kokonaistyyppipitoisuus ja mineraalityypen saatavuus olivat useita vuosia ureaformaldehydilannoituksen jälkeen selvästi korkeammalla tasolla kuin urealla ja ammoniumnitraatilla lannoitetuissa maissa⁷⁵ (kuva 5.23). Tästä huolimatta ureaformaldehydi ei edistänyt nitrifikaatiota eikä lisännyt tyypin huuhtoutumisriskiä kuten urea^{75, 3}.

Hidasliukoisuus ei yksin selitä ureaformaldehydin pitkäaikaista suotuisaa vaikutusta maan typpitalouteen, sillä yhdiste on mikrobien hajotettavissa. Vuoden kestäneen laboratorioikokeen perusteella, jossa käytettiin ¹⁵N:llä leimattua ureaa ja ureaformaldehydiä, näyttää siltä, että ureaformaldehydi ja maan humusyhdisteet muodostavat osittain suojatun komplek-

sin maan mineralisoitavissa olevaan typpi-varastoon⁶.

Myös metsänlannoituksessa käytetyt helppoliukoiset fosfori-, kalium- ja magnesiumyhdisteet ehkäisevät maan mikrobiaktiivisuutta (kuva 5.25)^{73, 18, 2}. Äkillinen, voimakas ionipitoisuuden muutos elinympäristössä ehkäisee mikrobien toimintaa. Korkea suolapitoisuus hajottaa mikrobisoluja, mikä ilmeni suurempana mineraalityypen määränä maassa^{73, 2}. Helppoliukoiset ravinteet ovat välittömästi käytettävissä, mutta niistä nopeasti vapautuvia ravinteita voi myös huuhtoutua puiden ulottumattomiin⁵.

Hidasliukoiset mineraalit kuten apatiitti (fosfori) ja biotiitti (kalium, magnesium) eivät laskeneet hiilen mineralisaatiota² (kuva 5.25). Seitsemän vuotta lannoituksen jälkeen tehdyt mittaukset osoittivat apatiitti-biotiitti-lisäyksen kompensoivan urean aiheuttamaa hiilidioksidin tuoton laskua maassa⁷⁵. Apatiitti- ja biotiittilannoitus ei aiheuttanut ravinteiden huuhtoutumista maasta⁵. Annetut ravinteet pysyivät

KUNNOSTUSLANNOITUKSEN VAIKUTUKSET VAJOVEDEN HAPPAMUUTEEN JA RAVINNEPITOISUUKSIIN

John Derome

Ravinteiden vapautumista lannoitteista selvitettiin analysoimalla vajovettä. Tässä esitettävät tulokset on saatu Jämijärven Hämeenkanalla sijaitsevalta kokeelta (kuva 5.19). Koemetsikkönä on kanervatyypin männikkö, jonka aluskasvillisuuden muodostavat pääasiassa kanerva, puolukka ja jäkälät. Humuskerros on ohut, ja maalaji on lajittunutta karkeaa hiekkaa, minkä vuoksi vajovesi kulkeutuu verraten nopeasti pintamaakerroksen läpi. Sekä humuskerroksen että kivennäismaan pintakerroksen pH ja emäskyllästysaste ovat melko alhaisia ja maan ravinteisuus heikko.

Vajovesitutkimus tehtiin neljällä lannoituskäsittelyllä kahtena toistona. Käsittelyt olivat (taulukko 5.5):

- 1) Lannoittamaton kontrolli,
- 2) Kunnostuslannos, joka sisälsi ravinteita (P, K, Ca, Mg, S, Cu, Zn ja B) osin nopea-, osin hidasliukoisessa muodossa.
- 3) Tyypillinen kunnostuslannos (typpilisäys 150 kg/ha) ja kalkitus 1 000 kg/ha.
- 4) Stressikäsittely: vuosittain tyypeä 25 kg/ha ja rikkiä 30 kg/ha.

Vajovesinäytteet otettiin 20 cm:n syvyydeltä lysimetreillä (s. 152), joita oli neljä kappaletta koealaa kohti. Vesinäytteet kerättiin lumettoman kauden aikana noin kerran kuukaudessa vuosina 1991–1996. Näytteiden tilavuus mitattiin maastossa, minkä jälkeen ne kuljetettiin heti laboratorioon analysoitaviksi. Näytteet suodatettiin kalvosuodattimella (0,45 µm), ja niistä mitattiin pH, määritettiin $\text{NH}_4\text{-N}$ ja $\text{NO}_3\text{-N}$ virtausinjektioanalysaattorilla (FIA), $\text{SO}_4\text{-S}$ ionikromatografilla (IC), ja Ca, Mg ja K plasmaemissiospektrometrillä (ICP/AES).

Kontrolli

Kontrollialoilla vajoveden pH nousi kokeen aikana vähitellen 4,7:stä 5,4:ään (kuva 5.24). Tälle ilmiölle ei ole varmaa selitystä, mutta todennäköinen osatekijä on sadeveden happamuuden väheneminen tutkimusjakson aikana pH 4,4:stä noin 4,7:ään.

Kunnostuslannos

Kunnostuslannoitus ei vaikuttanut vajoveden happamuuteen (kuva 5.24). Sen sijaan magnesium- ja kaliumpitoisuudet olivat korkeita kahtena lannoitusta seuranneena vuonna ja tasoittuivat sitten noin

kaksinkertaisiksi kontrolliin verrattuna. Myös kalsiumpitoisuudet nousivat lannoituksen jälkeen, mutta seurantajakson jälkipuoliskolla ne olivat samantasoisia sekä kontrollilla että kunnostuslannoituksen saaneilla koealoilla. Ravinnepitoisuuksien voimakas nousu johtui kalsiumin, magnesiumin ja kaliumin nopeasta vapautumisesta lannoitteen helppoliukoisesta aineksesta ja seurantajakson jälkipuoliskolla magnesiumin ja kaliumin korkea taso taas johtuu hidasliukoisesta lannoitteesta. Käsittelyllä ei ollut vaikutusta ammonium- ja nitraattitypen pitoisuuksiin.

Tyypillinen kunnostuslannos ja kalkitus

Kalkki nosti tässä käsittelyssä vajoveden pH-arvoa erityisesti vuosina 1994–1996 (kuva 5.24). Kalkitus kunnostuslannoituksen yhteydessä vaikutti vajoveden kalsium- ja magnesiumpitoisuuksiin myös vuoden 1994 jälkeen, mistä voidaan päätellä kalkkikiven liukenevan hitaasti. Ammoniumnitraattilannoitus nosti $\text{NH}_4\text{-N}$ - ja $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuuksia lannoitusta seuranneena kasvukautena. Metyleeniurea on hidasvaikutteinen typpilannoite, joka hajoaa vähitellen ammoniumiksi. Tässä vaiheessa ei kuitenkaan ole vielä varmaa, johtuuko viiden vuoden kuluttua alkanut $\text{NH}_4\text{-N}$ -pitoisuuden nousu metyleeniurean hajoamisesta. Nitrifikaatiosta ei havaittu merkkejä seurantajakson aikana, vaikka vajoveden pH oli lähes 6.

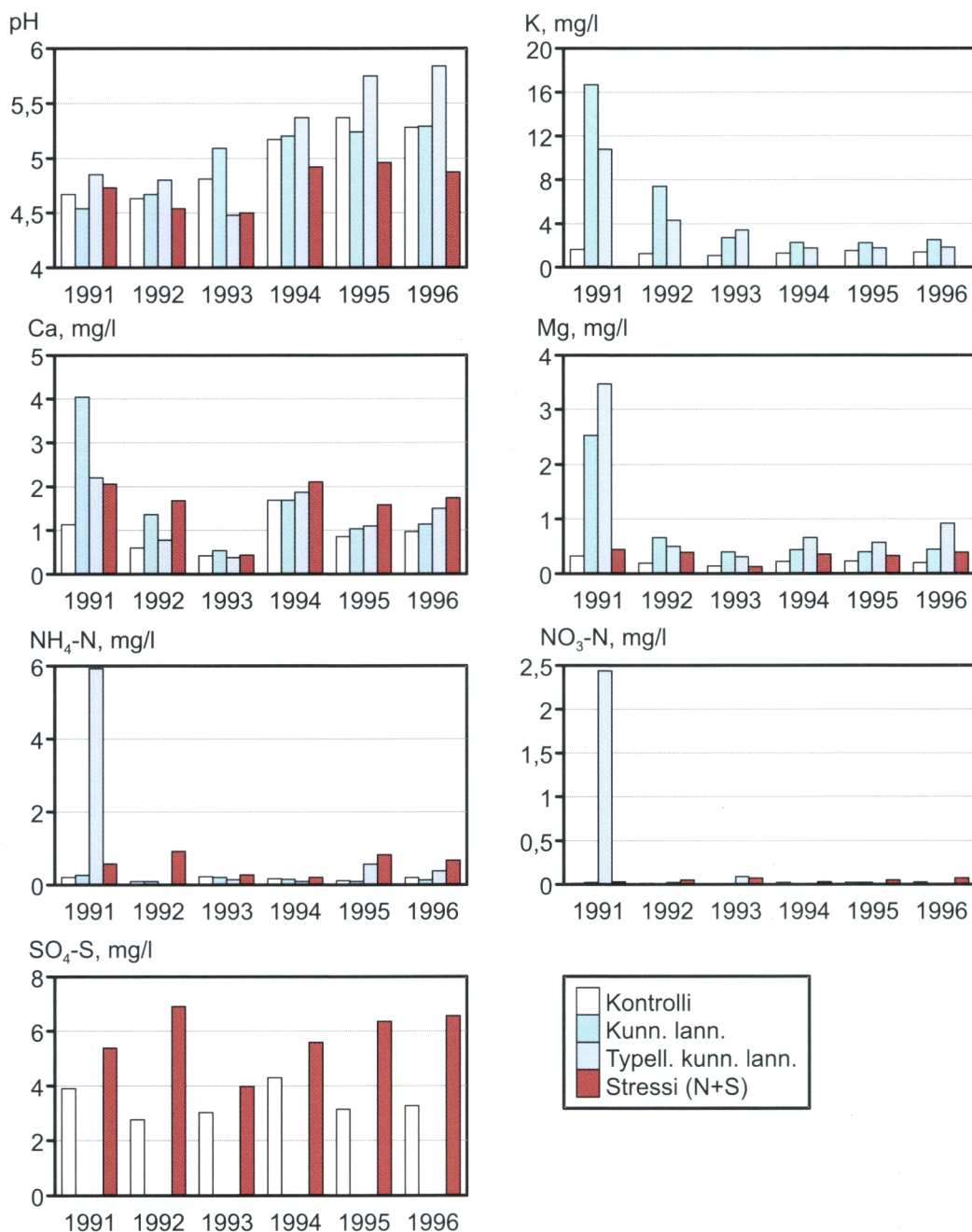
Stressikäsittely

Stressikäsittely alensi aikaa myöten vajoveden pH:ta selvästi (kuva 5.24). Vuosittain lisätystä ammoniumtypestä osa kulkeutui 20 cm:n syvyyteen. Ammoniumtypen lisäystä seurasi $\text{NO}_3\text{-N}$ -pitoisuuden voimakas nousu. Tämä on selvänä osoituksena nitrifikaatiosta, joka selittää happamuuden lisääntymisen ajan mittaan⁴. Nitrifikaatiossa vapautuu protoneja, jotka lisäävät happamuutta. Kalsium- ja magnesiumpitoisuudet korreloivat hyvin sulfaattipitoisuuksien kanssa, mikä osoittaa näiden ionien liikkuvan yhdessä maannoksessa alaspäin. Sulfaatin tiedetään suurina pitoisuuksina lisäävän emäskationien huuhtoutumista¹²⁶.

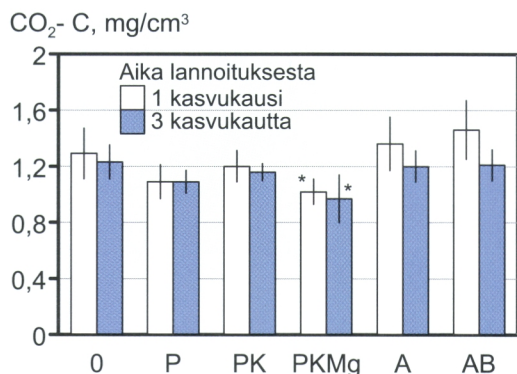
Päätelmiä

Alustavat tulokset metsän kunnostuslannoituksesta ovat melko lupaavia. Kunnostuslannoitus lisäsi useimpien tärkeiden ravinteiden pitoisuuksia lyhytaikaisesti, ja joidenkin ravinteiden pitoisuudet pysyivät

korkealla koko seurantajakson ajan. Kalkituksella oli pitkäaikainen suotuisa vaikutus sekä vajoveden happamuuteen että kalsium- ja magnesiumpitoisuuksiin. Stressikäsittelyn tulokset osoittavat, että korkeat typpi- ja rikkikuormitus voi johtaa nitrifikaatioon ja emäskationien huuhtoutumiseen.



Kuva 5.24. Vajoveden pH sekä kalsiumin, magnesiumin, kaliumin, ammoniumtypen ja nitraattitypen pitoisuudet 20 cm:n syvyydestä otetuissa näytteissä Jämijärven kokeella.



Kuva 5.25. Hiilidioksidin kokonaistuotos kuuden viikon aikana kanervatyypin humuksessa kasvukausi ja kolme kasvukautta lannoituksen jälkeen². Käsitellyt: 0=kontrolli, P=superfosfaatti, K=kaliumkloridi, Mg=magnesiumsulfaatti, A=apatiitti, B=biotiitti. * Poikkeaa tilastollisesti kontrollista ($P < 0,05$).

maan orgaanisessa kerroksessa, jossa ne rapautuivat ja mineralisoituivat vähitellen kasvillisuuden ja mikrobiston käyttöön^{75, 5}.

Päätelmiä

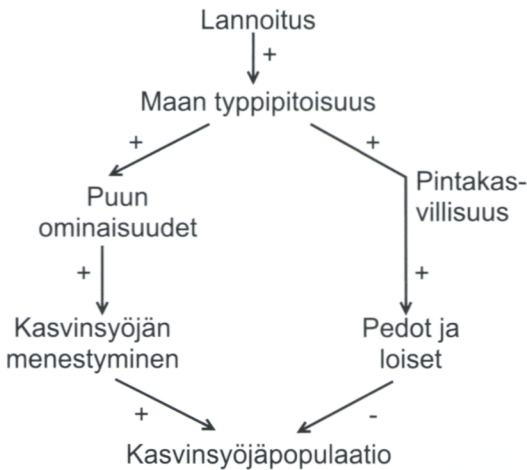
Alustavat tulokset hidasliukoisten lannoitteiden käytöstä tuntuvat lupaavilta. Hidasliukoisia lannoitteita käyttämällä on mahdollisuus välttää heppoliukoisille lannoitteille tyypillisiä shokkivaikutuksia ja samalla parantaa metsikön ravinnetilaa ja lieventää maan happamointumiskehitystä. Kuitenkin vasta pitemmän tutkimusjakson kuluttua nähdään, miten pitkäaikainen vaikutus hidasliukoisilla lannoitteilla on maan ravinteisuuteen ja puuston elinvoimaisuuteen.

PUIDEN RAVINNETILAN VAIKUTUS TUHONKESTÄVYYTEEN

Hyönteisten aiheuttamat neulas- ja versotuhot

Maarit Kytö

Puiden ravinnetilan vaikutusta tuhonkestävyyteen on tutkittu sekä inventoimalla tuhojen ja niiden aiheuttajien esiintymistä eri tavoin lannoitetuilla koealoilla (populaatiotason analyysit), että kasvattamalla tuholaisia lannoitetuilla puilla tai niiden osilla laboratorioissa (yksilötason analyysit). Näin tehdyillä tutkimuksilla on saatu runsaasti näyttöä siitä, että lannoitteet saattavat merkittävästi vaikuttaa tuhonaiheuttajiin^{122, 135, 59}. Puun ravinnetilan vaikutukset tuhohyönteisiin yksilö- ja populaatiotasolla saattavat olla erilaisia, koska populaatiotasolla epäsuorat vaikutukset voivat olla niin voimakkaita, että ne peittävät alleen yksilötason vaikutukset. Esimerkiksi tyyppilannoituksen on havaittu muuttavan neulasia tai lehtiä hyönteisen kannalta paremmaksi kohottamalla tarpeellisten aminohappojen pitoisuuksia ja alentamalla haitta-aineiden pitoisuuksia. Tästä huolimatta populaatiotasolla vaikutukset ovat yleensä olleet varsin vähäisiä. Selityksenä saattaa olla se, että neulastuholaisten lisäksi myös pedot ja loiset hyötyvät lannoituksesta. Rehevöityvä pintakasvillisuus ja lisääntyneet kasvinsyöjähyönteiset lisäävät petojen ja loisten määrää, ja ne puolestaan rajoittavat neulastuholaispopulaatioiden kasvua (kuva 5.26). Myös kasvinsyöjien erikoistumisaste vaikuttaa siihen, miten paljon ne reagoivat ravinnon laadun muuttumiseen. Määrättyyn ravintokasviin erikoistuneet, eri tyyppiyhdisteiden hyväksikäytön suhteen laaja-alaiset hyönteislajit eivät reagoi ravinnon laadun muutoksiin yhtä herkästi kuin tiettyihin tyyppiyhdisteisiin erikoistuneet moniruokaiset hyönteislajit⁹⁷.



Kuva 5.26 Kaavio typpilannoituksen vaikutuksista puiden hyönteistuholaisiin⁵⁹.

Puun ravinnetila vaikuttaa olennaisesti yhdisteiden pitoisuuksiin ja puun fysiologisiin toimintoihin, mutta myös perinnölliset tekijät säätelevät ravinne- ja puolustusaineiden pitoisuuksia. Neulasia syövien hyönteisten kannalta erityisesti typpipitoisuudella on suuri merkitys. Useimmat neulastuholaiset ovat erikoistuneet syömään yksinomaan mäntyä tai kuusta, ja varsin monet lajit käyttävät hyväkseen vain tietyn ikäluokan neulasia tai keskittyvät tiettyyn neulasen tai latvuksen osaan. Pitkälle menevä erikoistuminen saattaa johtua neulasten sisältämien haitta-aineiden välttelystä tai rakenteellisista eroista; kehittyvä uusi neulanen eroaa vanhasta neulasesta ja valo- ja varjoneulaset toisistaan. Monille hyönteislajeille on myös ajan mittaan kehittynyt kyky eliminoida kasvin puolustusaineiden vaikutuksia tai jopa käyttää niitä hyväkseen. Mäntypistiäistoukat puolustavat itseään petojen hyökkäyksiltä varastoimalla itseensä neulasista saamiaan resiinejä ja pulauttamalla tarpeen vaatiessa suustaan pihkapisaran, joka saa petohyönteisen perääntymään. Vaikka korkea haitta-ainepitoisuus neulasissa hidastaakin toukan kehittymisnopeutta ja lisää varhaisten toukkavaiheiden kuolleisuutta, toukka toisaalta käyttää aineita hyödykseen ja saattaa jopa syödä kuorta saa-

dakseen riittävästi hartsihappoja silloinkin kun neulaset eivät niitä riittävästi sisällä^{61, 14}.

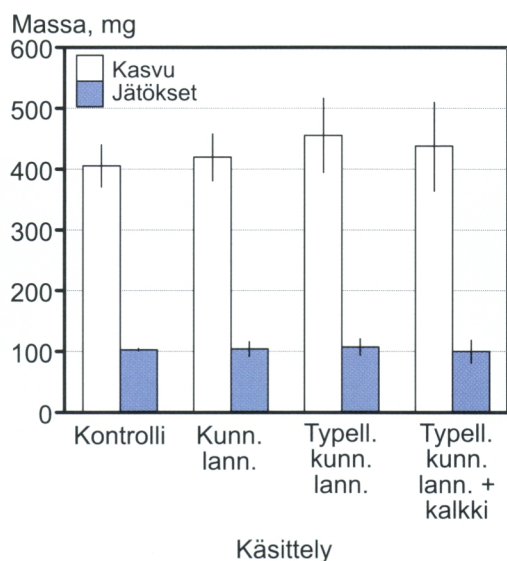
Neulastuholaisten esiintymistä seurattiin liimalevyppydyksin lannoituksen jälkeen kolmen vuoden ajan Jämijärven ja Taipalsaaren terveyslannoituskokeilla. Liimalevyihin kasvukauden aikana kertyneiden neulasia syövien toukkien jätösten perusteella arvioitiin eri hyönteisryhmien esiintymisrunsaus ja toukkien kuluttaman neulasmassan määrä. Papanamäärien perusteella arvioitu neulastuholaisten määrä kokeilla oli seurantavuosina 1991–1993 suhteellisen alhainen eikä merkittäviä neulastuholaista esiintynyt⁹¹. Jämijärvellä merkittävin neulastuholaisryhmä oli mäntypistiäiset, lähinnä ruskomäntypistiäinen. Taipalsaarella mäntymittari oli yleisin. Lannoituskäsittelyjen välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa neulastuholaisten esiintymisessä. Lannoituskäsittelyjen vaikutusta Harjavallassa keväällä 1992 lannoitetulla kokeella havaittuun pilkkumäntypistiäisesiintymään tutkittiin inventoimalla vuosina 1992–1993 ja 1993–1994 karikkeessa talvehtineiden kotelokoppien määrä. Näiden inventointien perusteella pilkkumäntypistiäisten runsaudessa ei ollut merkitseviä eroja eri lannoituskäsittelyjen välillä. Seuranta- ja inventointitulosten mukaan lannoituskäsittelyillä ei ollut havaittavaa vaikutusta neulastuholaisten esiintymiseen alhaisen eikä korkeahkonkaan kannan aikana.

Maastoseurannan lisäksi neulastuholaisten menestymistä eri tavoin lannoitetuissa puissa tutkittiin kasvattamalla laboratoriossa ruskomäntypistiäisen ja pilkkumäntypistiäisen toukkia Jämijärven (koe 410) koepuista haetuilla oksilla kahden vuoden kuluttua lannoituksesta. Ruskomäntypistiäisillä koe tehtiin kesäkuussa ja pilkkumäntypistiäisillä heinäkuussa (kuva 5.27). Kasvatuskokeissa mitattiin toukkien kasvunopeutta punnitsemalla toukat kokeen alussa (W_0) ja lopussa (W_t), ja laske-
malla suhteellinen kasvunopeus $RGR = (\ln W_t - \ln W_0)/t$, missä t = kasvatusaika vuorokausina. Kokeen alkaessa pääosa toukista oli kolmannessa toukkavaiheessa, ja koe kesti kuusi vuorokautta. Toukkien kuluttama neulasmassa



Kuva 5.27. Pilkumäntypistiäisen toukat syövät neulasia syyskesällä. Kuva M. Varama.

arvioitiin punnitsemalla kokeen aikana kasvatuspurkkeihin kertyneet jätökset. Sekä ruskoetta pilkkumäntypistiäistoukkien suhteellinen kasvunopeus oli jonkin verran korkeampi tyypeä sisältäviä lannoitteita saaneiden puiden oksilla, mutta ero eri käsittelyjen välillä oli tilas-



Kuva 5.28 Pilkumäntypistiäistoukkien kasvu ja jätökset eri lannoituskäsittelyiden neulasilla ruokintakokeessa. Toukkien kasvu ilmaistu tuoremassana, jätökset kuiva-aineena.

tollisesti merkitsevä vain pilkkumäntypistiäistoukilla (kuva 5.28). Jätösten kuivamassan perusteella arvioituna ei syöntimäärissä ollut merkittäviä eroja käsittelyjen välillä. Kummankin mäntypistiäislajin kohdalla kuitenkin tyypellistä lannoitetta saaneiden puiden neulasilla kasvatettujen toukkien suhteellinen kasvu oli nopein ja massanlisäys suurin, kun se vertailupuiden neulasia syöneillä toukilla oli alhaisin. Myös ravinnonkäytön hyötysuhde näytti olevan parempi tyyppilannoitettuja neulasia syöneillä toukilla, joskaan tilastollisesti merkitseviä eroja ei käsittelyjen välillä havaittu.

Neulasten kohonnut tyyppipitoisuus parantaa yleisesti ottaen niiden laatua neulastuholaisten ravintona⁷⁷. Tätä osoittaa myös mäntypistiäistoukkien keskimääräistä parempi menestyminen tyyppilannoitetuilla neulasilla laboratoriokokeissa. Metsässä lannoitus ei kuitenkaan voimistanut pilkkumäntypistiäispopulaatiota, vaikka tyyppilannoitus oli vaikuttanut neulasten kokoon ja kemialliseen koostumukseen. Kannanvaihtelun säätelyssä muut tekijät kuin ravinnon laatu, esimerkiksi loisinta ja saalistus, näyttävät siis olevan ratkaisevia. Lannoituksen seurauksena puiden neulasmassa lisääntyy, minkä ansiosta puut sietävät määrällisesti suurempia neulasmassan menetyksiä.

TYPPILANNOITUKSESTA SEKÄ HYÖTYÄ ETTÄ HAITTAA NEULASTUHOILAISILLE

Maarit Kytö ja Pekka Niemelä

Neulasten arvo hyönteisten ravintona riippuu neulasten kemiallisesta koostumuksesta ja rakenteesta. Erilaisten puolustusyhdisteiden pitoisuudet neulasissa ovat perimän säätelemiä, mutta myös kasvutekijöillä on suuri vaikutus. Typpilannoituksen vaikutuksia männynneulasten puolustusyhdisteisiin ja rakenteeseen tutkittiin analysoimalla terveyslannoituskokeiden 35–65-vuotisista puista kerättyjä neulasnäytteitä. Kevätkesällä 1991 lannoitetuilta Jämijärven, Valkealan ja Kiikalan kokeilta kerättiin talvella 1992/1993 oksanäytteitä. Niistä analysoitiin vuosina 1990, 1991 ja 1992 muodostuneita neulasia kultakin kokeelta yhdeksästä lannoitetusta ja yhdeksästä vertailupuusta. Koepuita oli yhteensä 54. Ennen lannoitusta syntynyttä vuoden 1990 neulasvuosikertaa oli kuitenkin jäljellä enää 24 puussa. Neulasnäytteistä määritettiin typpi-, hiili-, hartsihappo- ja fenolipitoisuudet. Lisäksi mitattiin neulasten pituus, poikkileikkauspinta-ala ja pihkatiehyiden läpimitta, sekä laskettiin pihkatiehyiden lukumäärä.

Eri neulasvuosikertojen välillä oli merkitsevä ero kaikissa mitatuissa ominaisuuksissa¹⁵. Osa varsinkin pitoisuuksien eroista selittyi ikäänymisellä, osa muodostumisvuoden erilaisilla kasvuoiloilla. Pääosassa mitattuja ominaisuuksia neulasvuosikertojen välinen vaihtelu oli molemmissa käsittelyissä samansuuntaista, mutta neulasten pituudessa sekä hartsihappo- ja typpipitoisuuksissa oli merkitsevä yhdysvaikutus käsittelyn ja neulasvuosikerran välillä.

Typpilisäys kohotti merkitsevästi neulasten typpipitoisuutta ja vastaavasti alensi C/N-suhdetta. Ennen lannoitusta otetuissa neulasnäytteissä käsittelyjen välillä ei ollut eroa typpipitoisuuksissa, mutta typen liikkuvuuden takia lannoitusvaikutus ilmeni myös ennen lannoitusta muodostuneissa neulasissa, joskaan ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Vuosina 1991 ja 1992 syntyneet neulasaset olivat lannoitetuissa puissa pitempiä kuin vertailupuissa, erityisesti lannoitusvuonna muodostuneissa neulasissa, pitoisusero oli huomattava. Neulasten poikkileikkauspinta-ala, pihkatiehyiden lukumäärässä ja niiden läpimitassa ei ollut merkitsevää eroa käsittelyjen välillä.

Vertailupuissa neulasten hartsihappopitoisuus oli korkein vanhimmassa ja alhaisin nuorimmassa vuosikerrassa. Lannoitettujen puiden neulasissa hartsihappopitoisuus oli kahdessa vanhemmassa vuosikerrassa sama kuin vertailupuissa, mutta uusimmassa, vuonna 1992 muodostuneessa vuosikerrassa pitoisuus oli merkittävästi korkeampi.

Myös neulasten fenolipitoisuus oli korkein vanhimmissa ja alhaisin nuorimmassa neulasissa, lannoitetuissa puissa pitoisuus oli kaikissa neulasvuosikerroissa vertailupuita alhaisempi. Regressioanalyysissä hartsihappopitoisuutta selittivät mitatuista ominaisuuksista parhaiten pihkatiehyiden läpimitta (positiivinen korrelaatio, +) ja lukumäärä (+), neulasten poikkileikkauspinta-ala (negatiivinen korrelaatio, -) ja C/N-suhde (+). Nämä tekijät selittivät 25,3 % hartsihappopitoisuuden vaihtelusta. Fenolipitoisuutta selittivät parhaiten pihkatiehyiden lukumäärä (-), neulasten poikkileikkauspinta-ala (+), C/N-suhde (+) ja pihkatiehyiden läpimitta (-). Selitysaste oli kuitenkin vain 22,1 %.

Kohennut typpipitoisuus on hyödyksi neulastuhoilaisille, koska typensaanti on hyönteisen kasvun ja kehityksen kannalta yleensä alle optimitason. Myös fenolipitoisuuden aleneminen on hyönteisille hyödyllistä, hartsihappopitoisuuden kohoaminen taas haitallista. Yleistetyt kasvien puolustautumisteoriat käsittelevät hiilipohjaisia puolustusyhdisteitä yhtenä ryhmänä ennustaessaan niiden pitoisuuksien muutoksia suhteessa kasvuun. Tämän aineiston pohjalta arvioituna ei ole perusteltua yhdistää eri puolustusyhdisteitä samaan ryhmään, koska typpitilan muutokset vaikuttavat niiden pitoisuuksiin eri tavoin. Tämä viittaa siihen, että puolustautumiseen käytettävissä olevan hiilen saatavuus ei yksin ratkaise puolustusyhdisteiden pitoisuuksia, vaan myös yhdisteiden varastointipaikoilla on olennainen merkitys.

Hartsihapot varastoituvat lähinnä rakenteellisesti pitkälle erilaistuneisiin pihkatiehyisiin, joiden koko ja määrä kytkeytyvät kiinteästi neulasten kasvuun. Fenolit taas varastoituvat pääasiassa yksittäisten solujen vakuoleihin, mistä johtuen niillä ei ole yhtä suoraan kytkeä morfologisiin ja histologisiin ominaisuuksiin. Esimerkiksi kuusella tiettyjen fenolien varastointi on kuitenkin keskittynyt neulasten sisäosiin¹¹⁹, eikä niitä juuri ole reunaosissa, missä pihkatiehyet sijaitsevat. Tilanne saattaa olla sama myös männyn neulasissa, mikä selittäisi fenolipitoisuuden negatiivisen korrelaation pihkatiehyiden määrän ja koon kanssa, ja positiivisen korrelaation neulasten poikkileikkauspinta-alan kanssa. Pakuissa neulasissa, joissa on harvoja ja ohuita pihkatiehyitä on enemmän fenolien varastointiin soveltuvaa solukkoa keskiosissa. Näin myös fenolipitoisuus kytkeytyisi paitsi hiilen saatavuuteen, myös varastointitilan laajuuteen.

Hyönteisten aiheuttamat runkotuhot

Maarit Kytö

Hyönteisistä kaarnakuoriaiset, männyllä ennen kaikkea ytimennävertäjät ja kuusella kirjanpainajat, aiheuttavat merkittävimmät runkotuhot. Puiden pääasiallinen puolustautumiskeino näitä tuholaisia vastaan on pihkavalunta. Runsaan pihkavalunnan takia kaarnakuoriaiset eivät yleensä onnistu tunkeutumaan hyväkuntoisiin puihin, vaan uhriksi joutuvat heikentyneet puuyksilöt tai hakkuiden jäljiltä vielä tuoreet rungot, joissa pihkavalunta ei ole enää riittävän runsasta karkoittamaan kaarnan alle porautuvia kuoriaisia. Pihkatiehyisiin varastoitunut pihka takaa jatkuvan puolustusvalmiuden, mutta sen lisäksi puut pystyvät myös reagoimaan tuholaisen hyökkäykseen käynnistämällä haavoitettua kohtaa ympäröivissä solukoissa sekundaarisen pihkantuotannon ja muiden puolustusyhdisteiden, kuten fenolien synteesin. Tämä aktiivinen puolustautuminen kuluttaa runsaasti energiaa ja erilaisia yhdisteitä, joita huonokuntoinen puu ei kykene tuottamaan.

Terveyslannoituskokeilla puiden yleistä elinvoimaisuutta mitattiin rungosta kasvukairalla otetuista lustonäytteistä. Elinvoimaisuuden indikaattorina käytettiin indeksiä (vigor index, VI), joka kuvaa viimeisimmän vuosiluston pohjapinta-alan (BA_1) ja mantopuun pohjapinta-alan (SA) suhdetta $VI = BA_1/SA$ ¹³⁶. Indeksi on eräänlainen tehokkuusluku, joka ilmaisee paljonko runkopuuta puu on tuottanut tiettyä neulasmassaa kohti. Indeksi perustuu mantopuun pohjapinta-alan ja latvuksen neulasmassan väliseen riippuvuuteen. Tulokset osoittivat, että lyhyellä aikavälillä tyypeä sisältävät lannoitteet olivat kohottaneet elinvoimaisuusindeksiä, kun taas tyypettömät lannoitteet eivät juuri lainkaan olleet vaikuttaneet indeksiin kasvupaikoilla, joilla ravannesuhteet olivat likimain kunnossa.

Pihkavalunta ja fenoliyhdisteet suojaavat puita kaarnakuoriaisia ja sienitauteja vastaan. Mäntyjen pihkavaluntaa mitattiin Lorion ja

Sommersin⁷⁰ kehittämällä menetelmällä kymmenellä kokeella. Loppukesällä koepuihin tehtiin rinnankorkeudelle rungon vastakkaisille puolille kaksi 15 mm:n läpimittaista koloa mantopuun pintaan saakka (kuva 5.29). Kuori- ja nilakiekkokäyttöön fenolianalyysiin. Kolosta valuva pihka johdettiin koeputkeen, josta punnittiin vuorokauden kuluessa kertynyt pihkamäärä. Pihkavalunta oli voimakkaimmillaan ensimmäisten haavoittamista seuraavien tuntien aikana. Sekä puiden sisäinen että niiden välinen vaihtelu oli suurta, mutta yleisesti ottaen lannoituskäsittelyt alensivat jonkin verran pihkavalunnan määrää. Nilan fenolipitoisuuksissa ei havaittu eroja eri lannoituskäsittelyjen välillä, ja pihkavalunta ja nilan fenolipitoisuus olivat toisistaan riippumattomia. Eri puolilla Suomea sijaitsevien kokeiden puut erosivat yllättävän vähän toisistaan keskimääräisen pihkavalunnan suhteen, kun taas nilan fenolipitoi-

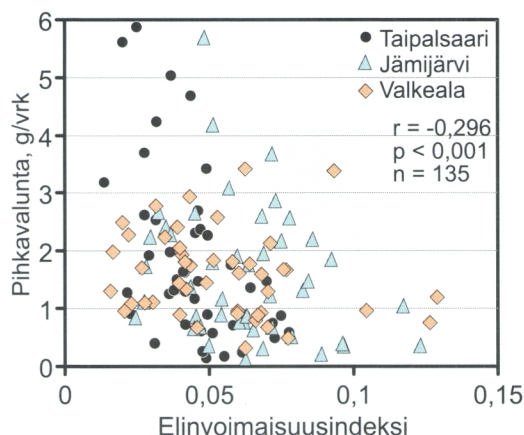


Kuva 5.29. Pihkavalunnan mittausta männyn rungosta. Kuva M. Kytö.

suuksissa oli selkeitä kokeiden välisiä eroja. Elinvoimaisuusindeksin ja pihkavalunnan, samoin kuin elinvoimaisuusindeksin ja fenolipitoisuuden välillä havaittiin negatiivinen korrelaatio (kuva 5.30). Heikkokasvuissa puilla, joiden elinvoimaisuusindeksi oli alhainen, pihkavaluntaa ei voinut kasvun perusteella ennustaa, vaan se saattoi olla heikkoa, keskinkertaista tai runsasta. Sen sijaan erityisen hyväkasvuilla puuyksilöillä pihkavalunta ei koskaan ollut kovin runsasta. Syynä saattoi olla runsas kasvu, jonka seurauksena hiiltä ei enää riittänyt runsaaseen pihkanmuodostukseen. Ilmiön voi selittää myös siten, ettei erityisen elinvoimaisessa ja hyväkasvuissa puussa ollut stressitekijöitä, jotka olisivat indusoineet pihkanmuodostusta yli perimän säätelemän perustason.

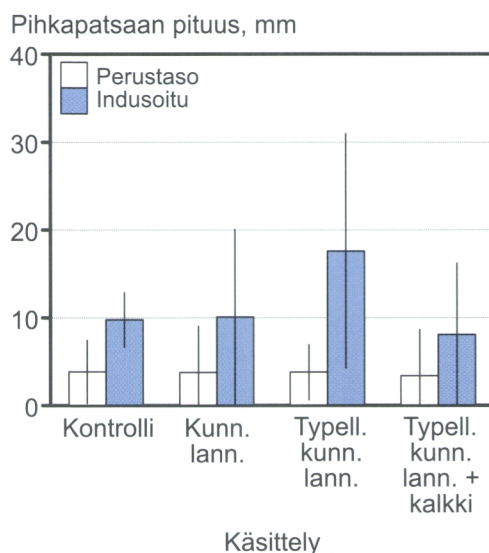
Kuusten pihkavaluntaa mitattiin Christensenin ja Horntvedtin¹⁷ menetelmällä kahdella kokeella (Karkkila 401 ja Dragsfjärd 404) alkukesällä. Kuusella verrattiin perustason lisäksi myös edellisenä vuonna vaurioitettujen ja aiemmin vaurioittamattomien runkojen pihkavaluntaa. Lannoituskäsittelyillä ei ollut merkittävää vaikutusta pihkavalunnan määrään kummassakaan ryhmässä (kuva 5.31). Aiempi vaurioittaminen lisäsi rungon pihkavalunnan kaksinkertaiseksi vertailupuihin nähden.

Lannoituskäsittelyjen vaikutusta kaarna-kuoriaisten mukanaan kuljettaman patogeenisen sinistäjäsiemen kasvuun testattiin kuusiko-keella kahden vuoden kuluttua lannoituksesta. Pihkavalutusten yhteydessä koepuihin painettiin korkkiporalla rungon vastakkaisille puolille rinnankorkeudelle kaksi mantopuuhun saakka ulottuvaa 5 mm levyistä koloa noin 5 cm:n etäisyydelle toisistaan. Koloihin pantiin sienirihmastoa sisältävä agarpala, minkä jälkeen kolo suljettiin painamalla kuoritulppa takaisin paikalleen. Viiden viikon kuluttua mitattiin kolosta valuneen pihkanoron pituus ja sienien leviäminen nilassa arvioitiin mittaamalla tummuneen vaurioalueen laajuus ympäryskohdan ympärillä. Sieni kasvoi nilassa syiden suuntaisesti kaikista ympäryskohdista, ja eteni hieman nopeammin ylöspäin kuin alaspäin. Sivusuunnassa sieni kasvoi hyvin vähän, keskimäärin 3

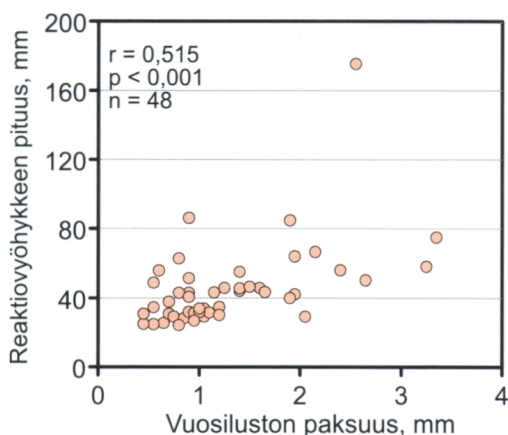


Kuva 5.30 Männyn elinvoimaisuusindeksin ja pihkavalunnan määrän välillä on negatiivinen korrelaatio⁵⁸.

mm viidessä viikossa. Sinistäjäsiemen kasvunopeudessa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja eri lannoituskäsittelyjen välillä, mutta hyväkasvuissa puissa sieni kasvoi nopeammin kuin heikkokasvuissa (kuva 5.32). Mitä vä-



Kuva 5.31 Kuusen indusoitunut (aiemmin vaurioitettut puut) ja perustason (aiemmin vaurioittamattomat puut) pihkavalunta eri lannoituskäsittelyissä. Käsittelet samat kuin kuvassa 5.28⁵⁷.



Kuva 5.32 Kirjanpainajien kuljettaman patogeenisen sinistäjäsiemen kasvu kuusen nilassa suhteessa isäntäpuun kasvunopeuteen⁵⁷.

hemmän sieni pääsi leviämään, sitä paremmin puun puolustautuminen onnistui. Rungon haavoittaminen ja sienien kasvu indusoivat pihkanmuodostusta vaurioalueella. Ympäysrei'istä valuneen pihkan määrässä ei ollut merkitseviä eroja käsittelyjen välillä. Nilan fenolipitoisuuden ja sienien kasvunopeuden välillä ei havaittu korrelaatiota.

Lannoitusten vaikutus tuhoresistenssiin sekä populaatio- että yksilötasolla oli suhteellisen vähäinen niillä kokeilla, joissa kasvuolot olivat normaalit^{57, 58}. Jonkin verran muista poikkeavia tuloksia saatiin Harjavallan alueella, missä maan ravinnetasapaino, kasvillisuus ja eliöstö ovat häiriintyneitä raskasmetallikuormituksen vuoksi. Suuri puiden sisäinen ja välinen vaihtelu peitti yleensä mahdolliset lannoituskäsitelyjen väliset erot. Kun lannoitusvaikutuksia havaittiin, ne olivat pääasiassa lievästi negatiivisia puun tuhoresistenssiä ilmentävien tunnusten kannalta, ja näyttivät olevan erityisesti typpilannoituksesta johtuvia. Pihkantuotannon aleneminen heikentää kaarnakuoriaisresistenssiä⁴⁰, mutta näissä kokeissa käytettyjen lannoitteiden vaikutus pihkantuotantoon oli vähäinen.

Yhteyttämisessä sidottu energia (hiili) mahdollistaa peruselintoiminnot, kasvun ja erilaisten yhdisteiden synteesin. Jos hiiltä on ra-

joitetusti käytössä, ovat eri käyttökohteet toistensa kilpailijoita. Eri puolajeilla (myös eri yksilöillä) on erilaiset strategiat kohdentaa hiiltä eri käyttötarkoituksiin. Monet kasvien puolustautumista kuvaavat teoriat perustuvat oletukseen, että peruselintoimintojen (yhteyttäminen, hengitys) ylläpidon lisäksi puu 'pyrkii' ensisijaisesti kasvamaan ja lisääntymään, ja vasta toissijaisesti puolustautumaan tuholaisia vastaan. Kasvuun ja puolustautumiseen käytettävät resurssit riippuisivat siten saatavilla olevien hiilen ja ravinteiden suhteesta (s. 86). Lannoituksella aikaansaatu ravinnelisyys johtaisi siis teoriassa kasvun lisääntymiseen ja vastaavasti hiilipohjaisten sekundaariyhdisteiden pitoisuuksien alenemiseen puussa, koska fotosynteesin tuottama hiili ohjataan kasvuun eikä resistenssiin. Lannoittaminen alentaisi tällöin puiden tuhoresistenssiä. Kenttäkokeissa ei näin yksinkertaisia ilmiöitä ole kuitenkaan havaittu, vaan havupuilla näyttää aina olevan olemassa tietty peruspuolustustaso – silloinkin, kun sen ylläpitoon kuluu hiiltä ja energiaa jota voisi käyttää kasvuun.

Sienten aiheuttamat neulas- ja versotuhot

Martti Vuorinen

Ravinnetilän vaikutus taudinkestävyyteen

Versosurmaa esiintyy männylle epäedullisilla kylmillä ja kosteilla kasvupaikoilla, puronotkoissa tai kylmissä painanteissa. Varsinainen versosurmaepidemia puhkeaa, kun epäedulliset sääolot, kostea tai sateinen ja viileä loppukesä altistaa männyn taudille. Aluksi tauti lisääntyy männylle epäedullisten kasvupaikkojen ympäristössä ja epidemian jatkuessa tauti leviää myös muualle. Tautia esiintyy yleisimmin taimikoissa sekä latvustoltaan sulkeutuvien nuorten metsiköiden, mutta myös varttuneiden metsiköiden alaoksisissa. Voimakkaan epidemian seu-

rauksena latvukset suppenevat, mikä voi olla runkopuun laadun kannalta edullista, mutta toisaalta se voi johtaa kasvun pienemiseen.

Kun männyn latvukset ovat supistuneet tällaisen epidemian seurauksena, neulasten ravinnepitoisuudet muuttuvat huomattavasti. Mm. typen, boorin ja mangaanin pitoisuudet voivat merkittävästi nousta, kun taas magnesiumin ja raudan pitoisuudet voivat laskea⁹⁰. Sen vuoksi sairastuneiden metsiköiden ravinnetarvetta on vaikea määrittää neulasanalyyysien perusteella. Yksiselitteistä tulosta puiden ravinnetilan vaikutuksesta taudinkestävyyteen ei ole, eikä lannoituksella ole voitu pysäyttää epidemian jatkumista.

Etelä-Norjassa lähinnä boorin puutteen on päätelty aiheuttaneen suuria tuhoja ja versosurman lisääntymistä turvemaiilla¹⁰⁵. Myös Suomessa turvemaiilla männyn latvakasvaimia on kuollut boorin puutteeseen, ja samassa yhteydessä on havaittu myös versosurmatuhoja⁵⁵. Runsas, kasvua lisäävä N- tai NPK-lannoitus heikentää jonkin verran männyn versosurmakestävyyttä^{48, 129, 100} ilmeisesti viivästyttämällä pakkas- ja taudinkestävyyteen liittyvien puolustusyhdisteiden ja -rakenteiden muodostumista. Lisäksi tiheälatvuksisissa metsiköissä kostea pienilmasto suosii versosurmaa lisäten myös sillä tavoin tuhoriskiä.

Kaliumin puute aiheuttaa kloroosia ja neulasten ennenaikaista varisemista sekä altistaa männyn taimia mm. lumihomeelle⁵⁴. Kaliumpitoisuuden nousu puolestaan parantaa neulasten taudinkestävyyttä karistesieniä vastaan. Saksassa karistetuhot ovat vähentyneet tasapainoisella NPKMg-lannoituksella¹³⁹, mutta lannoituksella tuskin pystytään torjumaan epidemioita.

Turvemaiilla kaliumin runsaus edistää hivenravinnepuutokseen liittyvän kasvuhäiriön muodostumista ja samalla männyn taimet voivat altistua versosurmalle⁵⁵. Fosforin puute tai sen runsaus kaliumin suhteen taas altistaa mäntyjä lumihomeelle⁵⁴. Kuivilla kangasmailla typen, fosforin ja kaliumin pitoisuuksien kasvaessa hivenravinteisiin nähden lannoitusten seurauksena männyn voivat menettää luontaisen vahvan

puolustuskykynsä harmaakaristetta vastaan⁵⁶. Ravinteisuudeltaan tasapainoisia ja luontaisesti niukkatyppisiä kangasmaita on pidetty sienitautien osalta terveimpinä. Runsasravinteiset ja kosteat sekä ravinnepuutosten vaivaamat suometset ovat riskialteimpia tautien osalta.

Ilmansaasteiden vaikutus taudinkestävyyteen

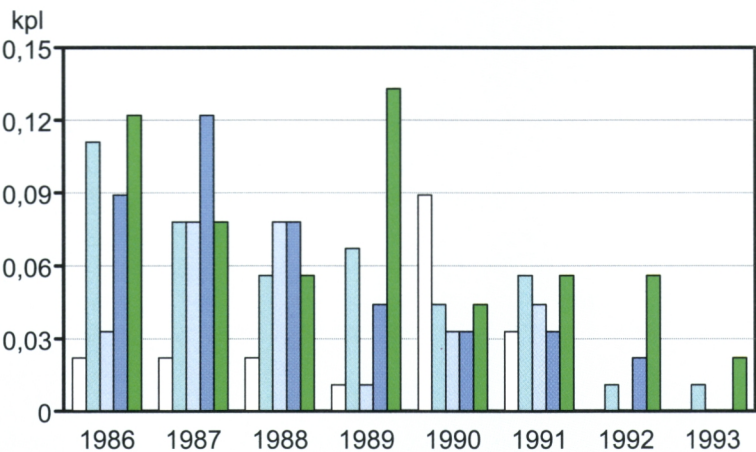
Laskeuma voi muuttaa puiden ravinnetilaa, mutta arviot sen vaikutuksista tauteihin tai tuhoaltiuuteen ovat toistaiseksi olleet spekulatiivisia ja osittain ristiriitaisiakin. Ilmansaasteet, jotka vaikuttavat kasvien elintoimintoihin, vaikuttavat myös taudin aiheuttajiin. Yksittäisten tautien esiintyminen voi selittyä sillä, onko ilmansaasteilla haitallisempi vaikutus isäntäkasviin vai patogeeniin. Esimerkiksi Harjavallan pahoin saastuneilla alueilla ei tavattu juuri lainkaan männynneulaskaristetta aiheuttavaa sientä³⁸. Hapan sadetus ei ole lisännyt männyn versosurma-alttiutta^{16, 132, 133}. Maan happamoitumisen on päätelty kuitenkin jossain määrin lisäävän männyn sairastuvuutta versosurmaan¹⁶. Barklund ja Unestam¹³ ovat havainneet hapansumukäsittelyn altistaneen kuusen taimet versosurmatartunnalle, mutta kokeessa ei pystytty erottamaan nitraattityypen lannoitusvaikutusta hapansumun myrkyvaikutuksesta. Hollannissa on havaittu ilmaperäisen ammoniumsulfaatin aiheuttaman neulasten typpipitoisuuden nousun lisänneen versosurman tuhoja¹⁰⁴. Tällöin puut olivat tautialttiimpia joko neulasten kohonneen typpipitoisuuden tai N/K- tai N/Mg-suhteen vuoksi. Rikkidioksidikaasutus sen sijaan on pikemmin vähentänyt versosurmasairastuvuutta kuin lisännyt sitä⁶². Itävallassa 10 vuotta kestäneen seurannan aikana ei ilmennyt korrelaatiota kasvupaikan korkeuden, ilmansaasteiden aiheuttaman stressin ja versosurmasairauden välillä²⁴.

PUIDEN RAVINNETILAN VAIKUTUS MÄNNYNVERSO-SURMAN JA HARMAAKARISTEEN ESIINTYMISEEN

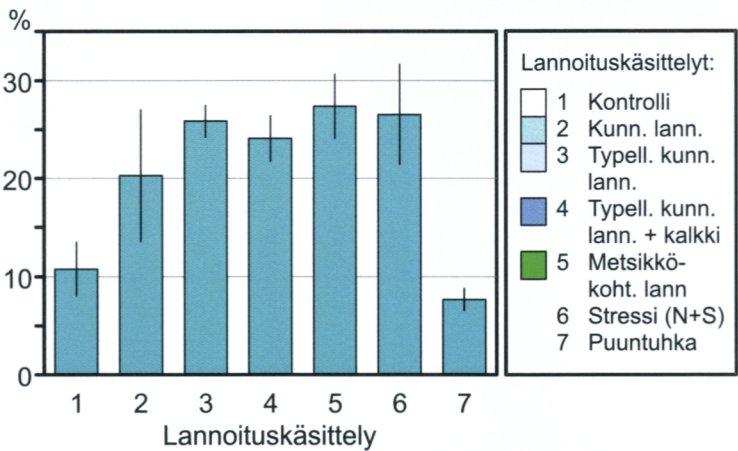
Martti Vuorinen

Metsän terveyslannoituskokeilla inventoitiin versosurman ja harmaakaristeen esiintymistä. Pääosa kokeista on perustettu kangasmaille, joilla luontaisesti on vähän sienitauteja. Suometsiin perustettujen kokeiden puusto oli varsinkin Pohjois-Suomessa harvaa ja hidaskasvuista, eikä niillä ollut ennen kokeiden perustamista eikä 5-vuotisen seuranta-jakson aikana merkittäviä versosurma- tai karistetuhoja. Etelä-Suomen kokeilla versosurmatuhot ajoittuivat kokeiden perustamisen ajankohtaa aikaisemmiksi. Eniten versosurmatuhoja oli Sallan Vasavaaran kokeella. Oksa-analyysin mukaan koroja oli tällä vuosikymmenellä merkittävästi vähemmän

kuin 1980-luvulla (kuva 5.33). Tuhotilanne kokeen alussa osoittavat vaihtelua olleen koealojen ja puuyksilöiden välillä. Puissa ei ollut merkittävästi latvanvaihtoja eikä oksissakaan ollut pääranan vaihtoja. Lisäksi on huomattava, että koroja muodostuu versoihin silloin, kun männyn vastustuskyky on niin hyvä, ettei versosurma kykene tuhoamaan koko kasvainta. Korojen suhteellinen määrä kuvaa kuitenkin tuhojen ajallista vaihtelua. Tuhoinventointien mukaan lannoitus ei vaikuttanut verosurman aiheuttamien korojen määrään, joka oli 1990-luvulla alhainen edullisten kasvukausien ansiosta. Metsiköt ovat toipuneet edellisistä tuhoista ja latvukset ovat



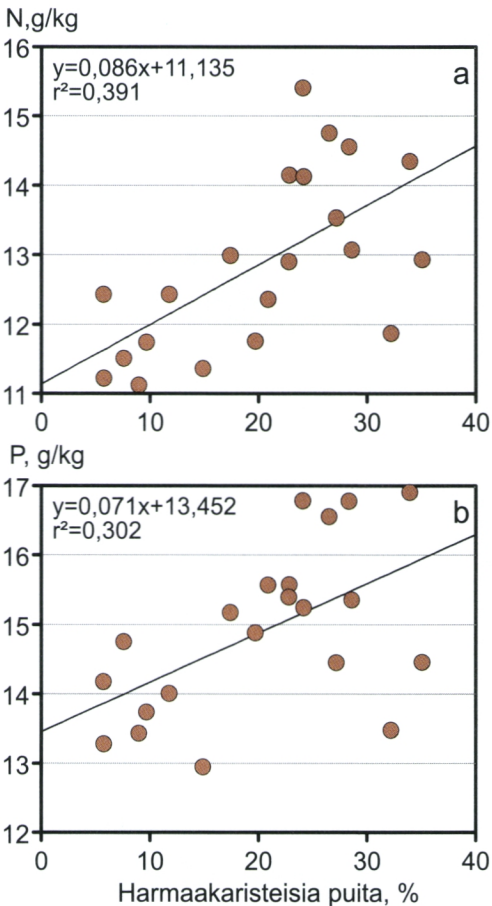
Kuva 5.33. Männynversosurman aiheuttamat korot keskimäärin (kpl/vuosikasvain) näyteoksaa kohti (8 oksaa/käsittely) viimeisten kymmenen vuoden aikana Sallan terveyslannoituskokeella. Vuosina 1994 ja 1995 ei koroja muodostunut. Lannoituskäsittelyt taulukossa 5.5 ja kuvassa 5.34.



Kuva 5.34. Harmaakaristeiden puiden osuus Yli-kiimingin terveyslannoituskokeella. Lannoituskäsittelyt taulukossa 5.5.

kasvua lisäävän lannoituksen jäljiltä paremmassa kunnossa kuin ilman lannoitusta olevilla vertailu-aloilla.

Pohjois-Suomessa oli vuonna 1993 voimakas harmaakariste-epidemia, jonka tuhoja esiintyi Ylikiimingin terveyslannoituskokeella. Eniten karisteisuutta oli koealoilla, joille oli lisätty typpeä (kuva 5.34). Harmaakaristeisuus lisääntyi kaikilla lannoituskäsittelyillä verrattuna tuhalla käsiteltyihin tai kontrollialoihin. Neulasten typpi- ja fosforipitoisuuksien kasvaessa karisteisten puiden osuus lisääntyi (kuvat 5.35). Vain yhden vuoden kestävä harmaakariste-epidemia ei aiheuta kovin suurta kasvun menetystä lannoituksella saatavaan lisäykseen verrattuna. Kuitenkin lannoituksen seurauksena harmaakaristetta oli kasvupaikalla, jossa luontaisesti puut olivat taudinkestäviä.



Kuva 5.35. a) Neulasten typpipitoisuuden ja harmaakaristeisten puiden osuuden välinen riippuvuus sekä b) neulasten fosforipitoisuuden ja harmaakaristeisten puiden välinen riippuvuus Ylikiimingin terveyslannoituskokeella.

Tyvilaho

Tuula Piri

Tyvilaho on kuusen tärkein sienitauti, jonka pääasiallinen aiheuttaja on juurikäpää. Etelä-Suomessa päätehakkuikäisten kuusikoiden tyvilahosta noin 80 % on juurikäpäen aiheuttama¹²⁵ (kuva 5.36). Toiseksi yleisimpiä kuusen lahottajia ovat mesisienet: pohjanmesisieni ja nuijamesisieni. Koska mesisieni ei juurikäpäen tavoin nouse korkealle runkoon, mesisienilahon osuus lahoppuun kokonaismäärästä jää sienten yleisyydestä huolimatta pieneksi.

Metsän käsittelyllä on suuri merkitys tyvilahon esiintymisrunsauteen, joten taudin kurissapitämiseksi on tärkeää välttää puuston infektorisriskiä lisääviä toimenpiteitä. Perimän ohella puiden lahonkestävyys riippuu mm. puun fysiologisesta tilasta sekä ulkoisista tekijöistä. Ihmisen toimenpiteet metsässä voivat – suoraan puihin kohdistuvina tai epäsuorasti ympäristötekijöitä muuttavina – joko heikentää tai parantaa puun kestävyyttä lahottajasieniä vastaan (kuva 5.37). Myös metsänlannoituksen vaikutus tyvilahon esiintymisrunsauteen voi olla varsin erilainen riippuen sekä puun että lahottajasienen reaktiosta maan ravinnetilan muutokseen. Lannoitusvaikutuksen erottaminen lukuisista muista puun lahoalttiuteen vaikuttavista tekijöistä on kuitenkin vaikeaa.

Typpilannoitus

Kasvaakseen puussa lahottajasieni tarvitsee runsaasti typpeä. Puun lahoalttiuden ja luontaisen typpipitoisuuden on todettu olevan yhteydessä toisiinsa^{96, 78, 7}, ja männyn kuusta parempaa lahonkestävyyttä on perusteltu mm. männyn alhaisemmalla typpipitoisuudella¹⁰⁸. Lannoitus lisää ennen kaikkea juurten ja rungon nilan typpipitoisuutta, mutta myös mantopuusta on mitattu lannoituksen seurauksena kohonneita typpipitoisuuksia^{43, 10}. Pitkäaikaisessa lannoituskokeessa typpä lannoitettujen puiden sydänpuussa on ollut typpeä sen sijaan



Kuva 5.36. Juurikäävän aiheuttamaa kuusen tyvilahoa esiintyy runsaimmin Etelä-Suomessa sekä verraten paljon myös Pohjanlahden rannikolla Kokkolan korkeudelle saakka. Kuva T. Kurkela.



Kuva 5.37. Juurikäävän itiöemät kehittyvät lahojen puiden juurakoissa ja kantojen onkaloissa. Kuva K. Korhonen.

vähemmän kuin lannoittamattomissa puissa⁹. Huolimatta typen tärkeydestä lahottajasienille typpilannoituksen ja puuston lahoalttiuden välillä ei ole havaittu selvää yhteyttä^{109, 19, 137}.

Saksassa tehdyssä ympärysokokeessa havaittiin typpilannoituksen vaikutuksen kuusen juurikääpäkestävyyteen riippuvan vuodenajasta. Normaalisti kuusi pystyy parhaiten puolustautumaan juurikäpäätartuntaa vastaan kesällä kasvukauden aikana. Ympärysokokeessa typpilannoitus alensi kuusen juurikääpäkestävyyttä huhtikuussa, mutta paransi vastustuskykyä elo-

kuussa ympätyissä puissa. Vastustuskyvyn heikkenemisen todettiin olevan yhteydessä sienien kasvuille tärkeiden aminohappojen kerääntymiseen juuren nilakerrokseen^{40, 8, 10}. Dimitri ja Schumann²³ eivät sen sijaan havainneet typpilannoituksella olevan vaikutusta juurikäpä-tartunnan onnistumiseen, mutta totesivat lannoituksen lisäävän sienirihmaston kasvunopeutta puussa. Ruotsissa typpilannoitus yhdistettynä kasteluun edisti kesäkuussa kuusen juuriin ympätyn juurikäävän kasvua, mutta ei vaikuttanut juurten infektoitumisalttiuteen^{40, 134}.

Suomessa typpilannoituksen on todettu nopeuttavan pääasiassa verinahakan ja juurikäävän aiheuttaman vauriolahon etenemistä kuusella⁴⁴. Juurikäävän esiintymisrunsautteen vauriolahoissa lannoituksella ei todettu olevan vaikutusta³⁷. Mustikkatypin kuusikossa puiden runkoon ympätyn juurikäävän eteneminen oli nopeampaa hyväkasvuissa valtapuissa kuin aluspuissa, mutta runsaankaan typpilannoituksen (1 000 kg N/ha) ei todettu selvästi lisäävän lahon etenemisnopeutta⁶⁰. Sienen kasvunopeuden ja puun – joko kasvupaikan ravinteisuudesta tai lannoituksesta johtuvan – hyvän kasvun välinen positiivinen korrelaatio on tullut usein esille^{23, 134, 44}. Metsän terveyslannoituskokeella Dragsfjärdissä kaksi lannoituskäsittelyä erosi toisistaan vain typen suhteen (taulukko 5.5). Juurikäävän kasvu oli hieman hitaampaa typellistä (150 kg N/ha) kuin kunnostuslannosta saaneissa puissa, mutta ero kasvunopeudessa ei ollut tilastollisesti merkitsevä (kuva 5.38).

Sekä typen puute^{111, 113, 25} että typpilannoitus yhdessä harvennushakkuun kanssa ovat lisänneet mesisieni-infektiota²⁶. Ruotsissa tehdyssä tutkimuksessa pelkkä typpilannoitus ei vaikuttanut männynmesisien ja pohjanmesisien kasvuun kuusen juurissa, mutta kastelu yksin tai yhdessä typpilannoituksen kanssa

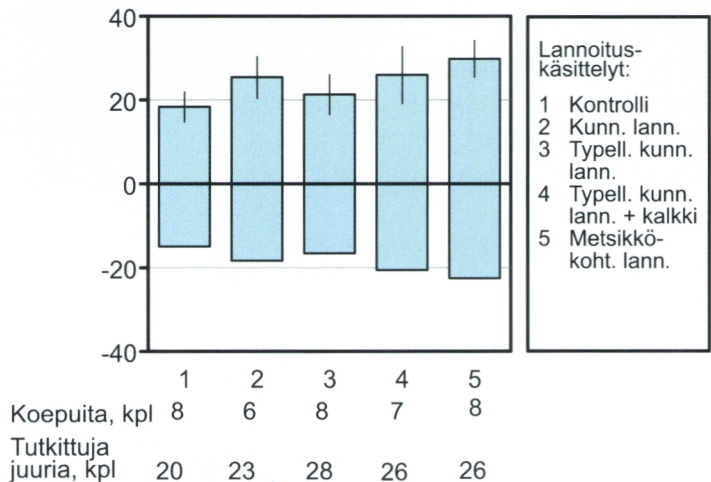
paransi patogeenina aggressiivisemmän männynmesisien säilymistä elävänä juurissa ympäyksen jälkeen¹³⁴.

Edellä esittetyjen tulosten perusteella typpilannoituksen samoin kuin typpilaskeumankaan ei voida katsoa yksiselitteisesti lisäävän kuusen alttiutta juurikääpä- tai mesisien tartunnalle. Muilla metsänhoidon toimenpiteillä kuten kesäaikaisilla hakkuilla on todennäköisesti lannoitusta huomattavasti suurempi merkitys infektion lisääjänä. Useimpien tutkimustulosten mukaan normaali typpilannoitus ei myöskään lisää merkittävästi juurikäävän kasvunopeutta puussa. Mahdollista lahon lisääntymistä kompensoi typpilannoituksen seurauksena parantunut puiden kasvu. Tästä huolimatta lahovikaisen kuusikon typpilannoitusta on syytä välttää.

Muut ravinteet

Fosfori- ja kaliumlannoituksella (139 kg P/ha; 200 kg K/ha) ei ole todettu tilastollisesti merkitsevää vaikutusta puiden runkoon ympätyn juurikääpärihmaston kasvunopeuteen käenkaali-mustikkatypin kuusikossa⁶⁰. Dragsfjärdin kokeella juurikäävän kasvu oli nopeinta puissa, joiden lannoitteena oli käytetty typen (150

Kuva 5.38. Juurikääpärihmaston kasvu ympäyskohdasta sekä juuren kärkeä että tyveä kohti eri lannoituskäsittelyissä Dragsfjärdin kokeella. Kuvassa käsittelyjen keskiarvo ja keskiarvon keskivirhe. Käsittelyjen välillä ei ole tilastollisesti merkitseviä eroja.



LANNOITUKSEN VAIKUTUS KUUSENJUURIKÄÄVÄN KASVUUN

Tuula Piri

Lannoituksen vaikutusta kuusen juurikääpäkestävyyteen tutkittiin ympäyskokein metsän terveyslannoituskokeella Dragsfjärdissä. Käenkaali-mustikkatyypin 58-vuotiseen kuusikkoon perustettu koe lannoitettiin keväällä 1991. Lannoituskäsittelyt olivat typetön kunnostuslannos (31 kg P, 56 kg K, 98 kg Ca, 61 kg Mg, 37 kg S, 0,8 kg Cu, 0,8 kg Zn ja 1,3 kg B/ha) työllinen kunnostuslannos (typetön kunnostuslannos sekä lisäksi 150 kg N/ha), typpilannoitus ja kalkitus (työllinen kunnostuslannos sekä lisäksi 1 000 kg kalkkikivijauhetta/ha) sekä neulasanalyyysiin perustuva lannoitus (150 kg N, 40 kg P, 80 kg K ja 3 kg Cu/ha). Käsittelyt olivat ko-
keessa neljänä toistona. Syksyllä 1993 ympättiin kuusenjuurikääpä kullakin koealalla kahteen puuhun niin, että jokaisen puun neljään juureen käytettiin eri sienikantaa (32 ympättyä juurta/käsittely).

kg/ha) lisäksi fosforia (40 kg/ha), kaliumia (80 kg/ha) ja kuparia (3 kg/ha). Vaikka sieni oli edennyt näissä puissa keskimäärin puolitoista kertaa pitemmälle kuin vertailukoealan puissa, ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä (kuva 5.38).

Ilman epäpuhtauksien rasittamien puiden on todettu olevan hyväkuntoisia puita alttiimpia mm. mesisieni- ja juurikääpäinfektioille^{35, 46, 101}. Metsän terveyslannoituksen tavoitteena on puuston elinvoiman ja tuhonkestävyyden parantaminen. Kokeissa käytetyillä lannoitteilla ei ole todettu merkittävää vaikutusta kuusen lahonkestävyyteen. Lounais-Ruotsissa tehdys-
sä ympäyskokeessa typettömällä seoslannoitteella (48 kg P, 4 kg K, 218 kg Ca, 46 kg Mg ja 75 kg S/ha kahden vuoden aikana) ei ollut vaikutusta kuusen infektoitumisalttiuteen eikä lahottajasienten (kuusenjuurikäävän ja mesisienien) kasvunopeuteen¹³⁴. Samansuuntainen tulos saatiin typettömän kunnostuslannoksen vaikutuksesta juurikäävän kasvuun Dragsfjärdin kokeella. Millään tämä kokeen lannoitus-
käsittelyllä ei ollut sienien kasvua hidastavaa

Vuoden kuluttua ympäyksestä koe purettiin ja juurikäävän eteneminen juurissa mitattiin.

Lähes kaikki ympätyt juuret infektoituivat (96,3 %). Vain kuudessa juuressa puun onnistui torjua infektiota. Juurista jouduttiin hylkäämään 31 joko luontaisen juurikääpäinfektion, juuressa esiintyneiden muiden lahottajasienten tai ympäyskohdan kontaminaation takia. Hitaimmin juurikääpärihmasto kasvoi lannoittamattoman koealan puissa (yhteensä 33,4 cm ympäyskohdasta sekä juuren kärkeä että tyveä kohti). Ero sienien kasvussa eri käsittelyjen välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Lannoite-
tuista puista juurikäävän kasvu oli hitainta typpilannoituskoealoilla (37,9 cm). Pisimmälle juurikääpä oli levinnyt puissa, jotka oli lannoitettu neulasanalyyysin perusteella (52,3 cm) (kuva 5.38).

vaikutusta eikä ero sienien kasvunopeudessa lannoitetuissa ja lannoittamattomissa puissa ollut tilastollisesti merkitsevä (kuva 5.38).

Kalkitus

Maaperän happamuuden on todettu olevan yhteydessä juurikäävän esiintymiseen lahoisuuden ollessa runsaampaa emäksisillä kuin happamilla kasvupaikoilla^{102, 103, 28}. Myös kalkitus on lisännyt juurikäävän esiintymisruusautta etenkin pitkällä aikavälillä⁷⁶. Kalsiumin lisääminen typpi- ja fosforilannoitteeseen on lisännyt sekä juurikäävän infektiomäärää että nopeuttanut rihmaston leviämistä kuusella²³. Dragsfjärdin kokeella kalkkikivijauheen (1 000 kg/ha) lisääminen työlliseen kunnostuslannokseen nopeutti juurikäävän kasvua kuusen juurissa (kuva 5.38). Vuonna 1962 perustetulla lannoituskokeella Heinolassa juurikäävän eteneminen oli kalkitun (2 000 kg/ha kalkkikivijauhetta) koealan puissa lähes neljä kertaa nopeampaa kuin kontrollialan puissa.

Kalkituksen juurikääpätuhoja lisäävää vaikutusta ei kuitenkaan voida yleistää koskemaan kaikkia kasvupaikkoja, sillä kalkitus ei ole suinkaan kaikissa tapauksissa lisännyt kuusen tyvilahoa^{50, 138}. Tulosten näennäistä ristiriitaisuutta selittävät todennäköisesti maaperän erilaiset happamuus- ja ravinneolot lähtötilanteessa sekä myös juurikäävän kyky sopeutua happamuuden vaihteluun.

Maaperän happamuuden yhteyttä mesisien aiheuttaman lahon esiintymiseen ei ole lukuisista tutkimuksista huolimatta pystytty kiistattomasti osoittamaan.

KIRJALLISUUS

- ¹ Aarnio, J., Kukkola, M. & Mälikönen, E. 1997. Kangasmetsien lannoitus. Julkaisussa: Mielikäinen, K. & Riikilä, M. (toim.). Kannattava puuntuotanto. Kustannusosakeyhtiö Metsälehti, s. 109-116.
- ² Aarnio, T. & Martikainen, P.J. 1994. Mineralization of carbon and nitrogen in acid forest soil treated with fast- and slow-release nutrients. *Plant & Soil* 164:187-193.
- ³ Aarnio, T. & Martikainen, P.J. 1995. Mineralization of C and N and nitrification in Scots pine forest soil treated with nitrogen fertilizers containing different proportions of urea and its slow-releasing derivative, ureaformaldehyde. *Soil Biol. & Biochem.* 27:1325-1331.
- ⁴ Aarnio, T. & Martikainen, P.J. 1996. Mineralization of carbon and nitrogen, and nitrification in Scots pine forest soil treated with fast- and slow-release nitrogen fertilizers. *Biol. Fert. Soils* 22:214-220.
- ⁵ Aarnio, T., Derome, J. & Martikainen, P.J. 1995. Availability and mobility of nutrients in acid forest soil treated with fast and slow-release nutrients. *Plant & Soil* 168-169:523-531.
- ⁶ Aarnio, T., McCullough, K. & Trofymow, J.A. 1996. Fate of urea and ureaformaldehyde nitrogen in a one-year laboratory incubation with Douglas-fir forest floor. *Soil Biol. & Biochem.* 28:1407-1415.
- ⁷ Aguinagalde, I. von & Cerny, G. 1974. Beziehungen zwischen der Ausbreitung künstlicher Fomes annosus-Infektionen in den Stämmchen zweier Fichtenklone und einigen holzchemischen Eigenschaften. *Eur. J. For. Pathol.* 4:138-148.
- ⁸ Alcubilla, M. v., Diaz-Palacio, M.P., Kretzer, K., Laatsch, W., Rehfuess, K.E. & Wenzel, G. 1971. Beziehungen zwischen dem Ernährungszustand der Fichte (*Picea abies* Karst.), ihrem Kernfäulebefall und der Pilzhemmwirkung ihres Bastes. *Eur. J. For. Pathol.* 1:100-114.
- ⁹ Alcubilla, M. v., Heibl, R. & Rehfuess, K.-E. 1990. Langfristige Effekte von Düngungsmassnahmen auf die chemische Zusammensetzung von Fichtenbast und -holz und ihre Hemmwirkung gegenüber *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. - Ein Beitrag zur Rotfäuleforschung. Schriftenreihe der Forstw. Fak. Univ. München und Bayer. Forstl. Vers. Forsch. 102.
- ¹⁰ Alcubilla, M. v., v. Aufsess, H., Heibl, R. & Rehfuess, K.E. 1988. Stickstoffdüngungsversuche in einer Fichtenwuchsstockung (*Picea abies* Karst.) auf devastierter Kalkmergel-Rendzina: III. Einfluss von Ernährungszustand und Inokulation auf die Inhaltsstoffe von Bast und Holz. *Forstw. Centr.bl.* 107:205-218.
- ¹¹ Annala, E. 1993. Tuli metsäluonnon monipuolis-tajana. Julkaisussa: Piri, E. (toim.). Tuli metsän ekologisessa kierrossa. Metsäntutkimuslaitoksen 75-vuotisjuhlaretkely Kolilla 7.-8.6.1993. Met-säntutkimusl. tied. 462:19-23.
- ¹² Arnebrant, K., Bååth, E., Söderström, B. & Nohrstedt, H.-Ö. 1996. Soil microbial activity in eleven Swedish coniferous forests in relation to site fertility and nitrogen fertilization. *Scand. J. For. Res.* 11:1-6.
- ¹³ Barklund, P. & Unestam, T. 1988. Infection experiments with *Gremmeniella abietina* on seedlings of Norway spruce and Scots pine. *Eur. J. For. Pathol.* 18:409-420.
- ¹⁴ Björkman, C. & Larsson, S. 1991. Pine sawfly defence and variation in host plant resin acids: a trade-off with growth. *Ecol. Entomol.* 16:283-289.
- ¹⁵ Björkman, C., Kytö, M., Larsson, S. & Niemelä, P. 1998. Opposite responses of two carbon-based defences in Scots pine needles to nitrogen fertilization. *Ecoscience* 5(4) (painossa).
- ¹⁶ Bragg, R.J. & Manion, P.D. 1984. Evaluation of possible effects of acid rain on *Scleroderris* canker of red pine in New York. Julkaisussa: Manion, P.D. (toim.) *Scleroderris* canker of conifers. Proceedings of an international symposium on *scleroderris* canker of conifers, held in Syracuse, USA June 21-24, 1983. s. 130-141. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers. The Hague.
- ¹⁷ Christiansen, E. & Horntvedt, R. 1983. Combined *Ips/Ceratocystis* attack on Norway spruce, and defensive mechanisms of the trees. *Zeitschrift für angewandte Entomologie* 96:110-118.
- ¹⁸ Clarholm, M. 1994. Granulated wood ash and a 'N-free' fertilizer to a forest soil - effects on P availability. *For. Ecol. Manage.* 66:127-136.
- ¹⁹ Cowling, E.G., Dillner, B. & Rydholm, S. 1969. Comparative decay susceptibility of sapwood in nitrogenfertilized and nonfertilized stands of Norway spruce and Scots pine. (Abstr.). *Phytopathology* 59:1022.
- ²⁰ De Vries, W. 1993. Average critical loads for nitrogen and sulphur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands. *Water, Air, Soil Pollut.* 68:399-434.

- 21 Derome, J. & Pätälä, A. 1990. Alleviation of forest soil acidification through liming. *Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland.* Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 1093-1116.
- 22 Derome, J., Kukkola M. & Mälikönen, E. 1986. Forest liming on mineral soils. Results of Finnish Experiments. *Nat. Swed. Environ. Protect. Board, Report 3084:1-107.*
- 23 Dimitri, L. & Schumann, G. 1989. Further experiments on the host/parasite relationship between Norway spruce and *Heterobasidion annosum*. *Julkaisussa: Morrison, D. J. (toim.). Proc. of Seventh Int. Conf. on Root and Butt Rots.* August 9-16, 1988. Vernon and Victoria, British Columbia, Canada. s. 171-179.
- 24 Donaubauer, E. 1994. Epidemiology of *Gremmeniella abietina* and *G. laricina* during the past 35 years in Austria. *Julkaisussa: Capretti, P., Heiniger, U. & R. Stephan (toim.). Shoot and Foliage Diseases in Forest Trees.* Vallomprosa, Firenze, Italy June 6-11, 1994. s. 204-209.
- 25 Entry, J.A., Cromack, K., Jr., Hansen, E. & Waring, R.H. 1991. Response of western coniferous seedlings to infection by *Armillaria ostoyae* under limited light and nitrogen. *Phytopathology* 81:89-94.
- 26 Entry, J.A., Cromack, K., Jr., Kelsey, R.G. & Martin, N.E. 1991. Response of Douglas-fir to infection by *Armillaria ostoyae* after thinning or thinning plus fertilization. *Phytopathology* 81(6):682-689.
- 27 Erland, S. & Söderström, B. 1991. Effects of liming on ectomycorrhizal fungi infecting *Pinus sylvestris* L. III. Saprophytic growth and host plant infection at different pH values by some ectomycorrhizal fungi in unstrile humus. *New Phytology* 117:405-411.
- 28 Evers, F-H. 1973. The relationship between soil chemical properties and heart-rot incidence in Norway spruce stands. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 22:65-71.
- 29 Fog, K. 1988. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.* 63:433-462.
- 30 Fritze, H., Pennanen, T. & Pietikäinen, J. 1993. Recovery of soil microbial biomass and activity from prescribed burning. *Can. J. For. Res.* 23:1286-1290.
- 31 Fritze, H., Smolander, A., Levula T., Kitunen, V. & Mälikönen, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biol. Fert. Soils* 17:57-60.
- 32 Fritze, H., Vanhala, P., Pietikäinen, J. & Mälikönen, E. 1996. Vitality fertilization of Scots pine stands growing along a gradient of heavy metal pollution: short-term effects on microbial biomass and respiration rate of the humus layer. *Fresenius J. Anal. Chem.* 354:750-755.
- 33 Fuller, W.H. & Clark, K.G. 1947. Microbiological studies on urea-formaldehyde preparations. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 12:198-202.
- 34 Granström, A. 1996. Fire ecology in Sweden and future use of fire for maintaining biodiversity. *Julkaisussa: Goldammer, J.G. & Furyaev, V.V. (toim.). Fire in ecosystems of boreal Eurasia.* Kluwer Academic Publishers. s. 445-452. ISBN 0-7923-4137-6.
- 35 Grzywacz, A. & Wazny, J. 1973. The impact of industrial air pollutants on the occurrence of several important pathogenic fungi of forest trees in Poland. *Eur. J. For. Pathol.* 3:129-141.
- 36 Hakkila, P. (toim.) 1985. *Metsäenergian mahdollisuudet Suomessa.* *Folia For.* 624. 86 s.
- 37 Hallaksela, A-M. 1984. Bacteria and their effect on the microflora in wounds of living Norway spruce (*Picea abies*). *Commun. Inst. For. Fenn.* 121. 25 s.
- 38 Heliövaara, K., Väisänen, R. & Uotila, A. 1989. Hysterothecia production of four Lophodermium species (Ascomycetes) in relation to industrial air pollution. *Karstenia* 29:29-36
- 39 Helmisaari, H-S. & Hallbäcken, L. 1997. Fine-root biomass production in limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. *Julkaisussa: Andersson, F., Braekke, F.H. & Hallbäcken, L. (toim.). Imbalanced forest nutrition - vitality measures. A SNS project 1993-1996. Final report.* Swed. Univ. Agr. Sci. s. 222-256.
- 40 Hodges, J. D., Elam, W. W., Watson, W. F. & Nebeker, T. E. 1979. Oleoresin characteristics and susceptibility of four southern pines to southern pine beetle (Coleoptera: Scolytidae) attacks. *Can. Entomologist* 111:889-896.
- 41 Hüttel, R.F. & Zöttl, H.W. 1993. Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests - reviewing results from former and recent trials. *For. Ecol. Manage.* 61:325-338.

- 42 Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils - effect of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. s. 199-213.
- 43 Höll, W. von, Trub, E., Rehfuess, K.E. & Alcubilla, M. 1975. Konzentrationsgradienten von Stickstoff, Zuckern und Adenosin-triphosphat in Stammscheiben von verschieden ernährten Fichten (*Picea abies* Karst.) aus einem Stickstoffdüngungsversuch. Forstw Centr.bl. 94:78-88.
- 44 Isomäki, A. & Kallio, T. 1974. Consequences of injury caused by timber harvesting machines on the growth and decay of spruce. Acta For. Fenn. 136:1-25.
- 45 Jacobson, S., Kukkola, M., Mälkönen, E., Tveite, B. & Möller, G. 1996. Growth response of coniferous stands to whole-tree harvesting in early thinnings. Scand. J. For. Res. 11:50-59.
- 46 James, R.L., Cobb, F.W. Jr., Miller, P.R. & Parmeter, J.R. Jr. 1980. Effects of oxidant air pollution on susceptibility of pine roots to *Fomes annosus*. Phytopathology 70:560-563.
- 47 Johnson, D.W. & Cole, D.W. 1980. Anion mobility in soils: Relevance to nutrient transport from terrestrial ecosystems. Environ. Int. 3:79-90.
- 48 Kallio, T., Häkkinen, R. & Heinonen, J. 1985. An outbreak of *Gremmeniella abietina* in central Finland. Eur. J. For. Pathol. 15:216-223.
- 49 Keyser, P., Kirk, K.T. & Zeikus, J.G. 1978. Lignolytic enzyme of *Phanerochaete chrysosporium*: synthesized in the absence of lignin in response to nitrogen starvation. J. Bacteriol. 135:790-797.
- 50 Kramer, W. 1970. Beobachtungen über das Auftreten von *Fomes annosus* an Fichte auf Flotssandböden insbes. in Zusammenhang mit Meliorationsmassnahmen. Der Forst- und Holzwirt 25(9):405-409.
- 51 Kreutzer, K. 1995. Effects of forest liming on soil processes. Plant & Soil 168-169:447-470.
- 52 Kukkola, M. & Mälkönen, E. 1996. Puunkorjuun vaikutus kangasmaiden puuntuotoskykyyn. Metsäntutkimusl. tied. 607:20-25.
- 53 Kukkola, M. & Mälkönen, E. 1997. The role of logging residues in site productivity after first thinning of Scots pine and Norway spruce stands. Julkaisussa: Hakila, P., Heino, M. & Puranen, E. (toim.). Forest management for bioenergy. The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 640:230-237.
- 54 Kurkela, T. 1975. Incidence of Snow blight on Scots pine as affected by fertilization and some environmental factors. Commun. Inst. For. Fenn. 85(2), 35 s.
- 55 Kurkela, T. 1983. Early observations on die-back of Scots pine in the fertilization experiments at Kivisuo. Commun. Inst. For. Fenn. 116:10-13.
- 56 Kurkela, T. & Jalkanen, R. 1981. Deformations and susceptibility of pine needles to *Lophodermella sulcigena* resulting from imbalanced nutrient status. IUFRO W.P. on Needle Diseases, Sarajevo 1980. s. 37-41.
- 57 Kytö, M., Niemelä, P. & Annala, E. 1996. Vitality and bark beetle resistance of fertilized Norway spruce. For. Ecol. Manage. 84:149-157.
- 58 Kytö, M., Niemelä, P. & Annala, E. 1998. Effects of vitality fertilization on the resin flow and vigour of Scots pine in Finland. For. Ecol. Manage. 102:121-130.
- 59 Kytö, M., Niemelä, P. & Larsson, S. 1996. Insects on trees: Population and individual response to fertilization. Oikos 75:148-159.
- 60 Laiho, O. 1978. Lannoituksen vaikutus kuusen lahoamiseen. Metsäntutkimuslaitos. Parkanon tutkimusas. tied. 7:1-5.
- 61 Larsson, S., Björkman, C. & Gref, R. 1986. Responses of *Neodiprion sertifer* (Hym., Diprionidae) larvae to variation in needle resin acid concentration in Scots pine. Oecologia 70:77-84.
- 62 Laurence, J.A., Reynolds, K.L., MacLean Jr, D.C., Hudler, G.W. & Dochinger, L.S. 1984. Effects of sulfur dioxide on infection of red pine by *Gremmeniella abietina*. Julkaisussa: Manion, P.D. (toim.). Scleroderris canker of conifers. Proceedings of an international symposium on scleroderris canker of conifers, held in Syracuse, USA, June 21-24, 1983. s. 122-129. Martinus Nijhoff/ Dr. W. Junk Publishers. The Hague.
- 63 Lehto, T. 1984. Kalkituksen vaikutus männyn mykoritsoihin. Summary: The effect of liming on the mycorrhizae of Scots pine. Folia For. 609:1-20.
- 64 Lehto, T. 1994. Effects of liming and boron fertilization on mycorrhizas of *Picea abies*. Plant & Soil 163:65-68.
- 65 Lehto, T. 1994. Effects of soil pH and calcium on mycorrhizas of *Picea abies*. Plant & Soil 163:69-75.
- 66 Lehto, T. 1995. Boron retention in limed forest mor. For. Ecol. Manage. 78:11-20.

- 67 Lehto, T. & Mäliköinen, E. 1994. Effects of liming and boron fertilization on boron uptake of *Picea abies*. *Plant & Soil* 163:55-64.
- 68 Liljelund, L.-E., Nilsson, I. & Andersson, I. 1986. Trädslagets betydelse för mark och vatten. Naturvårdsverket. Rapport 3182. 45 s.
- 69 Lipas, E. 1990. Kalkituksen aiheuttama boorinpuute kangasmaan kuusikossa. *Metsäntutkimusl. tied.* 352. 22 s.
- 70 Lorio, P. L. Jr. & Sommers, R. A. 1986. Evidence of competition for photosynthates between growth processes and oleoresin synthesis in *Pinus taeda* L. *Tree Physiology* 2:301-306.
- 71 Lundmark, J.-L. & Johansson, M.-B. 1986. Markmiljön i gran- och björkbestånd. *Skogsv. Förening. Tidskr.* 2:31-37.
- 72 Lähde, E. 1966. Kokeita selluloosan hajaantumisopeudesta erilaisissa metsäkoissa. *Silva Fenn.* 119.1. 12 s.
- 73 Martikainen, P.J. 1985. Nitrification in forest soil of different pH as affected by urea, ammonium sulphate and potassium sulphate. *Soil Biol. & Biochem.* 17:363-367.
- 74 Martikainen, P.J. 1996. Microbial processes in boreal forest soils as affected by forest management practices and atmospheric stress. *Julkaisussa: Stotzky, G. & Bollag, J.-M. (toim.). Soil Biochem.* 9:195-232. Marcel Dekker, Inc. New York.
- 75 Martikainen, P.J., Aarnio, T., Taavitsainen, V.-M., Päivinen, L. & Salonen, K. 1989. Mineralization of carbon and nitrogen in soil samples taken from three fertilized pine stands: Long-term effects. *Plant & Soil* 114:99-106.
- 76 Matthesen, P. 1982. Nogle ældre danske forsøg med kalkning i hedeplantager. *Forst. Forsøgsv. Danmark* 313:93-178.
- 77 Mattson, W. J. Jr. 1980. Herbivory in relation to plant nitrogen content. *Annual Rev. Ecol. System.* 11:119-161.
- 78 Merrill, W. & Cowling, E.B. 1966. Role of nitrogen in wood deterioration: Amounts and distribution of nitrogen in tree stems. *Can. J. Bot.* 44:1555-1580.
- 79 Metsätalastollinen vuosikirja 1996. *Metsäntutkimuslaitos. Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä.* 352 s.
- 80 Mielikäinen, Kari 1985. Koivusekoituksen vaikutus kuusikon rakenteeseen ja kehitykseen. *Commun. Inst. For. Fenn.* 133. 79 s.
- 81 Mikola, P. 1954. Kokeellisia tutkimuksia metsäkarikkeen hajaantumisopeudesta. *Commun. Inst. For. Fenn.* 43.1.
- 82 Mikola, P. 1985. The effect of tree species on the biological properties of forest soil. *Naturvårdsverket. Rapport* 3017.
- 83 Mäliköinen, E. 1976. Effects of whole-tree harvesting on soil fertility. *Silva Fenn.* 3:157-164.
- 84 Mäliköinen, E. 1996. Tuhka kangasmetsien lannoitteena. *Julkaisussa: Finér, L., Leinonen, A. & Jauhiainen, J. (toim.). Puun ravinteet tuhkana takaisin metsään? Metsäntutkimusl. tied.* 599:21-26.
- 85 Mäliköinen, E. & Levula, T. 1996. Impacts of prescribed burning on soil fertility and regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Julkaisussa: Goldammer, J.G. & Furyaev, V.V. (toim.). Fire in ecosystems of boreal Eurasia. Kluwer Academic Publishers, For. Sci.* 48:453-464.
- 86 Nilsson, S.I. & Bergkvist, B. 1983. Aluminium chemistry and acidification processes in a shallow podzol on the Swedish west coast. *Water, Air, Soil Pollut.* 20:311-330.
- 87 Nohrstedt, H.-Ö. 1985. Nonsymbiotic nitrogen fixation in the topsoil of some forest stands in central Sweden. *Can. J. For. Res.* 15:715-722.
- 88 Nohrstedt, H.-Ö. 1992. Soil water chemistry as affected by liming and N fertilization at two Swedish coniferous forest sites. *Scand. J. For. Res.* 7:143-153.
- 89 Nohrstedt, H.-Ö., Arnebrant, K., Bååth, E. & Söderström, B. 1989. Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilized pine forest soils in Sweden. *Can. J. For. Res.* 19:323-328.
- 90 Nuorteva, H. & Kurkela, T. 1993. Effects of crown reduction on needle nutrients status of sclerodermis-canker -diseased and green-pruned Scots pine. *Can. J. For. Res.* 23:1169-1178.
- 91 Nurminen, M. 1994. Terveyslannoituksen vaikutus männyn neulastuholaisten esiintymiseen. *Metsäeläintieteen pro gradu-tutkielma. Helsingin yliopisto. Soveltavan eläintieteen laitos.* 73 s.
- 92 Nömmik, H., Larsson, K. & Lohm, U. 1984. Effect of Experimental Acidification and Liming on the Transformation of Carbon, Nitrogen and Sulphur in Forest Soils. *Nat. Swed. Environ. Protec. Board. Report* 1869. 47 s.

- ⁹³ Olsson, B.A., Bengtsson, J. & Lundkvist, H. 1996. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *For. Ecol. Manage.* 84:135-147.
- ⁹⁴ Parviainen, J. 1993. Tuli metsän ekologisessa kierrossa. Julkaisussa: Piri, E. (toim.). Tuli metsän ekologisessa kierrossa. Metsäntutkimuslaitoksen 75-vuotisjuhlaretkeily Kolilla 7.-8.6.1993. Metsäntutkimusl. tied. 462:8-14.
- ⁹⁵ Pietikäinen, J. & Fritze, H. 1993. Microbial biomass and activity in the humus layer following burning: short-term effects of two different fires. *Can. J. For. Res.* 23:1275-1285.
- ⁹⁶ Platt, W.D., Cowling, E.B. & Hodges, C.S. Jr. 1965. Comparative resistance of coniferous root wood and stem wood to decay by isolates of *Fomes annosus*. *Phytopathology* 55:1347-1353.
- ⁹⁷ Prestidge, R. A. & McNeill, S. 1983. The role of nitrogen in the ecology of grassland *Auchenorrhyncha*. Julkaisussa: Lee, J.A., McNeill, S. & Rorison, I.H. (toim.). Nitrogen as an ecological factor. Blackwell, Oxford. s. 257-281.
- ⁹⁸ Priha, O. & Smolander, A. 1994. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stands. *Biol. Fert. Soils* 17:301-308.
- ⁹⁹ Priha, O. & Smolander, A. 1997. Microbial biomass and activity in soil and litter under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at originally similar field afforestation sites. *Biol. Fert. Soils* 24: 45-51.
- ¹⁰⁰ Pätälä, A. & Uotila, A. 1990. Scleroderris canker and frost damage in fertilized pine stands on an ombrotrophic mire. *Scand J. For. Res.* 5:41-48.
- ¹⁰¹ Raddi, P., Mugnai, L. & Capretti, P. 1993. Ausbreitung von *Heterobasidion annosum* in Weisstannen und Fichten nach 4-jähriger Behandlung mit Schadstoffen. *Forstw. Centr.bl.* 112:97-100.
- ¹⁰² Rennerfelt, E. 1946. Om rottrötan (*Polyporus annosus* Fr.) i Sverige. Dess utbredning och sätt att uppträda. Meddel. Stat. Skogsforskn.inst. 35:1-88.
- ¹⁰³ Rishbeth, J. 1951. Observations on the biology of *Fomes annosus*, with particular reference to East Anglian pine plantations. III. Natural and experimental infection of pines, and some factors affecting severity of the disease. *Annals Bot.* 15:221-246.
- ¹⁰⁴ Roelofs, J.G.M., Kempers A.J., Houdijk, A.L.F.M. & J. Jansen 1985. The effect of airborne ammonium sulphate deposition on pine forests in The Netherlands. *Plant & Soil* 84:45-56.
- ¹⁰⁵ Roll-Hansen, F., Roll-Hansen, H. & Skrøppa, T. 1992. *Gremmeniella abietina*, *Phacidium infestans* and other causes of damage in alpine, young pine plantations in Norway. *Eur. J. For. Pathol.* 22:77-94.
- ¹⁰⁶ Rosén, K. 1991. Skörd av skogsbränslen i slutavverkning och gallring - ekologiska effekter. Skogstyrelsen. Meddel. 5. 59 s.
- ¹⁰⁷ Rosén, K. & Lundmark-Thelin, A. 1987. Increased nitrogen leaching under piles of slash - a consequence of modern forest harvesting techniques. *Scand. J. For. Res.* 2:21-29.
- ¹⁰⁸ Scheffer, T.C. & Cowling, E.B. 1966. Natural resistance of wood to microbial deterioration. *Annual Rev. Phytopathol.* 4:147-170.
- ¹⁰⁹ Seibt, G. 1964. Zur Frage des Einflusses von Düngung und Meliration auf die Fäule von Wurzel- und Stammholz. *Forstw Centr.bl.* 83:101.
- ¹¹⁰ Sen, R. 1990. Isozymic identification of individual ectomycorrhizas synthesised between Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and isolates of two species of *Suillus*. *New Phytologist* 114:607-616.
- ¹¹¹ Shields, W.J. & Hobbs, S.D. 1979. Soil nutrient levels and pH associated with *Armillariella mellea* on conifers in northern Idaho. *Can. J. For. Res.* 9:45-48.
- ¹¹² Sinclair, E., Leijon, B. & Albrektson A. 1992. Plantöverlevnad och tillväxt efter helträd-utnyttjande - sammanställning av fältförsök. Bioenergi, Utveckling & Miljö. Vattenfall. FUD-rapport UB7. 112 + 17 s.
- ¹¹³ Singh, P. 1983. *Armillaria* root rot: Influence of soil nutrients and pH on the susceptibility of conifer species to the disease. *Eur. J. For. Pathol.* 13:92-101.
- ¹¹⁴ Smolander, A. 1990. *Frankia* populations in soils under different tree species - with special emphasis on soils under *Betula pendula*. *Plant & Soil* 121:1-10.
- ¹¹⁵ Smolander, A. & Mäkönen, E. 1994. Microbial biomass C and N in limed soil of Norway spruce stands. *Soil Biol. & Biochem.* 26(4):503-509.
- ¹¹⁶ Smolander, A., Kitunen, V., Paavolainen, L. & Mäkönen, E. 1996. Decomposition of Norway spruce and Scots pine needles: effects of liming. *Plant & Soil* 179:1-7

- ¹¹⁷ Smolander, A., Kitunen, V., Priha, O. & Mälkönen, E. 1995. Nitrogen transformations in limed and nitrogen fertilized forest soil of Norway spruce stands. *Plant & Soil* 172:107-15.
- ¹¹⁸ Smolander, A., Kurka, A., Kitunen, V. & Mälkönen, E. 1994. Microbial biomass C and N and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. *Soil Biol. & Biochem.* 26:957-62.
- ¹¹⁹ Solhaug, K.A. 1990. Stilbene glucosides in bark and needles from *Picea* species. *Scand. J. For. Res.* 5:59-67.
- ¹²⁰ Staaf, H. & Olsson, B.A. 1991. Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. *Scand. Jour. For. Res.* 6:19-29.
- ¹²¹ Staaf, H., Persson, T & Bertills, U. (toim.). 1996. Skogsmarkskalkning. Naturvårdsverket. Rapport 4559. 290 s.
- ¹²² Stark, R. W. 1965. Recent trends in forest entomology. *Annual Rev. Entomol.* 10:303-324.
- ¹²³ Stevenson, F.J. 1982. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, New York. 26-54.
- ¹²⁴ Söderström, B., Bååth, E. & Lundgren, B. 1983. Decrease in soil microbial activity and biomass owing to nitrogen amendments. *Can. J. Microbiol.* 29:1500-1506.
- ¹²⁵ Tamminen, P. 1985. Butt-rot in Norway spruce in southern Finland. *Commun. Inst. For. Fenn.* 127:1-51.
- ¹²⁶ Ulrich, B., Mayer, R. & Khanna, P.K. 1979. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen und der Niedersachs. Forstl. Vers.anst.* 58. 291 s.
- ¹²⁷ Valmari, J. 1921. Beiträge zur chemischen Bodenanalyse. *Acta For. Fenn.* 20(4) 67 s.
- ¹²⁸ Vasander, H. & Lindholm, T. 1985. Fire intensities and surface temperatures during prescribed burning. *Silva Fenn.* 19(1):1-15.
- ¹²⁹ Vasander, H. & Lindholm, T. 1985. Männynver-sosyöpätuhot Laaviosuon jatkolannoituskoe-alueella. *Suo* 36(4-5):85-94.
- ¹³⁰ Viro, P. 1962. Kalkkikysymys metsässä. *Sementtiyhdytied. Erikoisnumero* 1:5-8.
- ¹³¹ Viro, P. 1969. Prescribed burning in forestry. *Commun. Inst. For. Fenn.* 67.7. 49 s.
- ¹³² Vuorinen, M. 1990. Effects of simulated acid rain on the susceptibility to *Sclerotinia canker* (*Ascochyta blight*) and on assimilation and transpiration of Scots pine seedlings. *Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg.* s. 469-475.
- ¹³³ Vuorinen, M. & Uotila, A. 1997. The effect of acid rain treatments on the susceptibility of *Pinus sylvestris* to *Gremmeniella abietina*. *Eur. J. For. Pathol.* 27: 125-135.
- ¹³⁴ Wahlström, K.T. & Barklund, P. 1994. Spread of *Armillaria* spp. and *Heterobasidion annosum* in Norway spruce exposed to drought, irrigation and fertilization. *Julkaisussa: Johansson, M. & Stenlid, J. (toim.). Proc. of the Eighth Int. Conf. on Root and Butt Rots Sweden and Finland, August 9-16, 1993.* s. 582-591.
- ¹³⁵ Waring, G. L. & Cobb, N. S. 1992. The impact of plant stress on herbivore population dynamics. *Julkaisussa: Bernays, E. (toim.). Insect-plant interactions. Vol. 4,* s. 168-226. CRC Press. Boca Raton.
- ¹³⁶ Waring, R. H., Thies, W. G. & Muscato, D. 1980. Stem growth per unit of leaf area: A measure of tree vigor. *For. Sci.* 26:112-117.
- ¹³⁷ Yde-Andersen, A. 1977. Fomes annosus-angreb ved fosfor- og kvælstofgødsning af gamle rødgranbevoksninger. *Forst. Forsøgsv. Danmark.* 35(1):61-68.
- ¹³⁸ Yde-Andersen, A. 1977. Angreb af Fomes annosus i granbevoksninger i relation to planting methods samt kalk- og fosfertilskud. *Forst. Forsøgsv. Danmark.* 35(1):39-59.
- ¹³⁹ Zöttl, H. & Jung, J. 1964. Ernährungszustand und Lophodermium-Befall von *Pinus sylvestris*. *Naturwissenschaften* 51:643.

6. YHTEENVETO

Eino Mälkönen, Heljä-Sisko Helmisaari, Martti Lindgren ja Hannu Raitio

Ympäristötekijät

Metsien kunto on ollut yleisen huomion kohteena 1980-luvun alusta lähtien, jolloin Keski-Euroopassa nopeasti yleistyneet metsätuhot yhdistettiin ympäristön saastumiseen. Ihmisen teollinen toiminta on varsinkin 1940-luvulta lähtien tuottanut ilmakehään voimakkaasti kasvaneita määriä erilaisia epäpuhtauksia ja lisännyt ilmakehässä luonnostaan olevien kasvihuonekaasujen määrää.

Lisääntyvä kasvihuonekaasujen määrä vähentää lämpösäteilyn heijastumista avaruuteen, minkä seurauksena maapallon pintalämpötila kohoaa. Maapallon keskilämpötilan on arvioitu nousevan 1–3 °C seuraavan 40 vuoden aikana. Ilmaston ennustettavuutta pidetään kuitenkin Pohjois-Euroopassa vielä heikkona. Ilmaston lämpeneminen ja ilman hiilidioksidipitoisuuden nousu parantavat metsien kasvu-edellytyksiä, mutta *ilmastonmuutos* tuo myös uhkatekijöitä. Sateiden ennustettu lisäys painottuu talvikuukausiin, jolloin vesisateet ja lumen sulaminen voivat synnyttää tulvia talvikaudella. Niiden seurauksena ravinteiden, varsinkin typen, huuhtoutuminen voi kasvaa merkittävästi. Metsien uhkana on myös nykyisten tuholaisien yleistyminen ja uusien saapuminen.

Fossiilisten polttoaineiden käytöstä syntyvistä *happamoittavista päästöistä* rikkidioksidi ja typen oksidit ovat tärkeimpiä. Ilmasuojelun toimenpitein päästöjen kehityksessä on saatu huomattavia parannuksia aikaan. Suomessa rikkipäästöt ovat vähentyneet viidenneksen vuoden 1980 tasosta, mutta typen oksidien päästöjä ei ole onnistuttu merkitsevästi rajoittamaan eikä sadeveden happamuus ole olennaisesti laskenut. Typen oksidien haitallisuutta

lisää se, että ne edistävät alailmakehässä haitallisen *otsonin muodostumista*. Kaasumaiset typpiyhdisteet muuntuvat ilmakehässä nitraatiksi ja ammoniumiksi, joiden laskeumat muuttavat vähitellen metsien ravinnetasetta.

Valtaosa Suomen *rikki- ja typpilaskeumista* tulee kaukokulkeutumana maan rajojen ulkopuolelta. Lähialueilla ja myös laajemmin Itä-Euroopassa tapahtuva kehitys on siten hyvin merkityksellinen ilman epäpuhtauksien kuormitukselle Suomessa. Luoteis-Venäjän rikkipäästöjen on arvioitu laskeneen tällä vuosikymmenellä noin kolmanneksella pääasiassa teollisen toiminnan vähenemisen vuoksi. Typpipäästöjen taso lienee pysytellyt sen sijaan suurin piirtein samana.

Metsäsammalten avulla tehtyjen valtakunnallisten kartoitusten mukaan *raskasmetallikuormitus* on vähentynyt olennaisesti tutkimusjakson (1985–1995) aikana. Kadmiumin, vanaadiinin ja lyijyn pitoisuudet sammalissa ovat pienentyneet huomattavasti (keskimäärin 50–60 %) vuoden 1985 tasosta. Myös kuparin ja nikkelin keskimääräiset pitoisuudet ovat pienentyneet selvästi (12–13 %). Sen sijaan kromin ja sinkin pitoisuudet ovat pysyneet lähes muuttumattomina lukuunottamatta joitakin teollisuuspaikkakuntia, joilla pitoisuudet ovat pienentyneet.

Suomen *metsämaat* ovat luontaisesti melko happamia. Happamuuden ensisijaiset syyt ovat suhteellisen vähän emäksisiä yhdisteitä sisältävä maaperä sekä toisaalta kostea ja viileä ilmasto, joka suosii havumetsiä ja niiden hitaasti hajoavasta karikkeesta muodostuvan humuskerroksen kehittymistä. Alueellisesti tarkasteltuna humuskerroksen pH on korkein Etelä- ja Itä-Suomen viljavilla alueilla ja matalin Pohjois-

ja Länsi-Suomessa. Sen sijaan kivennäismaan pH on alempi Etelä-Suomessa ja myös Pohjanlahden rannikolla kuin Pohjois- ja Sisä-Suomessa. Mineraaliaineksen laadun lisäksi kivennäismaan korkeampaan happamuuteen Etelä-Suomessa voivat olla syynä metsien olennaisesti korkeampi biomassan tuotos, suurempi orgaanisen aineen määrä maaperässä sekä voimakkaampi huuhtoutuminen kuin Pohjois-Suomessa. Vaikka metsämaan rikki- ja typpipitoisuudet ovat Etelä-Suomessa korkeampia, ne eivät näytä liittyvän maan happamuutta ja happamoitumista kuvaaviin tunnuksiin, vaan lähinnä ilmastoon ja metsämaan luontaiseen viljavuuteen. Metsämaan kyky vastustaa luontaista tai ihmisen aiheuttamaa happamoitumista (metsätalous, hapan laskeuma) riippuu mm. maan orgaanisen aineen, hienojen laitteiden ja erityisesti emäskationien määrästä maassa.

Metsien kunto

Hypoteesit metsävaurioiden syistä ovat korostaneet joko kaasumaisten epäpuhtauksien, happaman laskeuman ja maaperän liukoisen alumiinin, typpilaskeuman tai ravinnepuutosten merkitystä tuhojen aiheuttajina. Nykyisin painotetaan metsävaurioiden kompleksista luonnetta, jossa ilman epäpuhtauksien vaikutukset kytkeytyvät monin tavoin ilmastollisiin tekijöihin, paikallisiin kasvuoloihin, abioottisiin ja bioottisiin tuhoihin tai metsien käytön historiaan. Tämän vuoksi metsävaurioiden tai niiden oireiden syy-yhteyksien yksiselitteinen osoittaminen on vaikeaa.

Vuodesta 1986 lähtien maassamme on tehty vuosittain valtakunnallinen *metsien kunnon arviointi* kansainvälisesti sovituin menetelmin. Seuranta pohjautuu valtakunnan metsien inventoinnin pysyvään näytealaverkkoon, jolla tehtävät tutkimukset koskevat maaperän ominaisuuksia, puuston kuntoa, metsäsammalten raskasmetallipitoisuuksia, sekä aluskasvillisuuden ja epifyyttijäkalien esiintymistä ja lajien runsaussuhteita. Metsäekosysteemin toimintaa

ja vaurioiden syy-yhteyksiä on pyritty selvittämään lukuisin erillistutkimuksin.

Valtakunnan metsien kahdeksas inventointi (1986–1994) antoi monipuolista tietoa metsien kunnosta ja kehityksestä. *Eriasteisia tuhoja* esiintyi yhteensä 8,30 milj. ha:n alalla (41 % metsämaasta). Tunnistetuista lievien tuhojen aiheuttajista yleisin oli männynversosurmakka, jota tavattiin 3,7 %:lla metsämaan alasta. Tunnistamattomia lievien tuhojen aiheuttajia oli kuitenkin 4,3 %:n alalla. Tunnistetuista, metsikön laatua alentavien tuhojen aiheuttajista yleisimpiä olivat niinikään sienet (7,2 % metsämaan alasta). Tunnistamattomaksi laatua alentava tuho oli jäänyt 4,2 %:n alalla. Näillä tuhoilla voi olla huomattava vaikutus yksittäisten puiden kasvukuntoon.

Kasvuindekseillä voidaan kuvata metsikön ulkopuolisten tekijöiden aiheuttamaa puiden kasvun vuotuista vaihtelua. Eteläisimmässä Suomessa männyn, kuusen ja koivujen kasvun taso on tarkastelujakson (1965–1994) loppupuolella laskenut huipputasosta, joka oli 1970-luvun puolivälissä ja jatkui kuusella ja koivuilla 1980-luvun alkupuoliskolle. Kuusella kasvun tason lasku vuosijaksojen 1982–1986 ja 1989–1993 välillä on ollut suurin (25–30 %) Uudellamaalla, Etelä-Karjalassa ja Lounais-Suomessa. Männyllä em. jaksojen kasvun tasoeron alueelliset erot ovat pienempiä kuin kuusella. Itäisellä Uudellamaalla, Etelä-Hämeessä ja Kaakkois-Suomessa männyn kasvun taso on laskenut 5–10 %. Alhainen kasvun taso on jatkunut pitkään, vaikka kausivaihtelu suhteellisen pitkine hyvine ja huonoine jaksoineen onkin männylle luonteenomaista. Pohjois-Suomessa puiden kasvun tasossa ei ole tarkastelujaksolla koivua lukuunottamatta yhtä selviä muutoksia kuin eteläisimmässä Suomessa.

Harsuuntuneisuus eli suhteellinen neulas- tai lehtikato sekä neulasten ja lehtien väri-oireet ovat yleisimmin käytetyt tunnuksot laajojen metsäalueiden kunnon seurannassa. Kansainvälisessä vertailussa Suomen metsät ovat vähemmän harsuuntuneita kuin useimmissa Euroopan maissa. Männyn keskimääräinen harsuuntuneisuus oli 10 %, kuusen 22

% ja lehtipuiden 10 % kymmenen vuoden tutkimusjaksolla (1986–1995). Havupuiden harsuuntuneisuus lisääntyi seurannan alkuvuosina (1986–1989), mutta 1990-luvulla vuosien välinen vaihtelu on ollut melko vähäistä. Koko seurantajakson aikana harsuuntuneisuus on lisääntynyt männällä keskimäärin 2 % ja kuusella 3 %.

Koko maata tarkasteltaessa rikki-, typpi- ja raskasmetallilaskeuman ja havupuiden harsuuntuneisuuden välillä ei havaittu merkitsevää yhteyttä. Sen sijaan kuusen neulasten värivikaisuuden ja rikki- ja typpilaskeumien alueellisuudessa oli samankaltaisuutta. Myöskään maaperän happamuutta kuvaavat tunnuksot eivät selittäneet puiden latvusten kuntoa. Maaperätunnuksista ainoastaan humuskerroksen korkea C/N-suhde selitti jonkin verran kuusikoiden harsuuntumista: kuuset ovat harsuuntuneimpi karuilla kasvupaikoilla.

Tilapäisenä ilmiönä neulaskato on luonnollista, sillä se liittyy puun energiataseen säätelyyn. Useimmista tilapäisistä säätötilan aiheuttamista häiriöistä puut selviytyvät pudottamalla neulasiaan ja käyttämällä niiden sisältämiä ravinteita puun sisäisessä ravinnekierrossa. Jos taas neulaskato aiheutuu jatkuvasta stressistä, kuten esimerkiksi teollisuusalueilla ilman epäpuhtauksista, neulasmassa voi vähentyä pysyvästi.

Harsuuntuneissa metsiköissä neulasten typpipitoisuudet olivat alhaisia. Ilman epäpuhtauksilla ei todettu olevan varsinaisia haittavaikutuksia puiden ravintetilaan valtakunnallisella tasolla. Kuusen neulasten rikkipitoisuudet ovat laskeneet tutkimusjakson aikana, mikä heijastanee rikkilaskeuman vähenemistä. Männällä neulasten rikkipitoisuuden muutos ei kuitenkaan ole ollut yhtä selvä.

Typpilaskeuman vaikutus metsien kuntoon on kaksijakoinen. Typpi on osatekijänä happamoittavassa laskeumassa, mutta Suomen metsät kärsivät yleisesti typen puutteesta viljavampia kasvupaikkoja lukuunottamatta. Tämän vuoksi typpilaskeuma voi jossain määrin parantaa puiden kuntoa ja vastustuskykyä stressitekijöitä vastaan. *Typpikuormitus* voi kuitenkin pitkällä

aikavälillä vähitellen aiheuttaa ravinne-epätasapainoa ja lisätä nitraattitypen huuhtoutumista.

Nitrifikaatio eli nitraattitypen muodostus voimistunee typpikuormituksen seurauksena, koska ammoniumin saatavuus säätelee nitrifikaatiota. Esimerkiksi turkistarhojen lähimetsissä nitrifikaatio on voimistunut merkittävästi ammoniakki- ja ammoniumlaskeumien seurauksena. Samoin on käynyt joissakin useaan kertaan typpilannoitetuissa metsiköissä. Typpikuormitus ei kuitenkaan aina lisää metsämaan nitrifikaatiota, koska vaste typpilisäykseen näyttää vaihtelevan maan happamuuden mukaan. Joissakin metsämaissa nitrifikaatio alkaa typpilisäyksen seurauksena vasta kun happamuutta on vähennetty.

Viljavilla kasvupaikoilla puilla on vähemmän hienojuuristoa maanpäälliseen biomassaan verrattuna kuin karuilla kasvupaikoilla. Kun vettä ja ravinteita on helposti saatavilla, puut tulevat toimeen suppeammalla juuristolla, mutta tällöin häiriötilat, kuten esimerkiksi kuivuus, voivat koetella puiden kuntoa, koska haihduttavaa neulasmassaa on paljon. Kuivuusjaksoina sienijuurellisia hienojuuria kuolee runsaasti, ja juurten kasvu sekä veden ja ravinteiden otto häiriintyvät. Hienojuuristo voi uusiutua nopeasti, mutta nopea uusiutuminen kuluttaa runsaasti puun energiavaroja. Esimerkiksi Etelä-Suomen kuusten heikentynyttä kasvua pidetään normaalina ilmastollisena vaihteluna, jonka pääsyy on juurten toiminnan tilapäinen heikentyminen alkukesän maaperän kylmyyden tai kuivuuden vuoksi. Puiden tilapäiset ravinnehäiriöt ovat pikemminkin hienojuuriston veden ja ravinteiden oton häiriöitä kuin maan ravinteisuuden muutoksia. Yhtenä juuriston toimintaa haittaavana tekijänä on pidetty alumiinia, jonka liukoisuus kasvaa maan happamoituessa. Saatujen tulosten mukaan luonnonoloissamme suorat alumiinin aiheuttamat vaurio-oireet ovat kuitenkin epätodennäköisiä.

Metsämailla ravinteisuuden vähittäinen muuttuminen on suurin happamasta laskeumasta aiheutuva uhka. Maastoaineistoihin perustuvat tulokset *maan happamuudesta* viittaavat siihen, että metsämaidemme puskurikyky hap-

pamoitumista vastaan ja puiden sopeutumiskyky happamiin oloihin riittävät pitämään metsiemme kunnan ja kasvun nykyisellä tasolla lähitulevaisuudessa. Metsämaiden happamoitumiskehityksen arvioiminen edellyttäisi kuitenkin pitkäaikaista aikasarja-aineistoa, jota ei ole käytettävissä.

Alailmakehän *otsonin lisääntyminen* on riskitekijä puiden kunnolle. Metsäpuistamme, joiden otsonialtistus kertyy usean vuoden aikana, ovat otsonille herkimpiä raudus- ja hieskoivu, joskin niiden herkkyys vaihtelee puiden geneettisten ominaisuuksien mukaan. Havupuiden otsonin kestävyys on keskimäärin parempi kuin koivujen. Kuusen ja männyn otsoniherkkydessä ei ole ollut oleellisia eroja. Metsäpuiden kasvun kannalta kriittiseksi arvioitu kesäaikainen otsoniarvo ylittyy joinakin vuosina.

Itä-Lappia ja Kaakkois-Suomea pidetään lähialueilta kulkeutuvan saastekuormituksen vuoksi riskialueina. *Kuolan saastepäästöjen* vaikutus ilmenee selvimmin Inarin Lapissa ja Sallan pohjoisimmissa osissa. Suomen puolella vaikutukset eivät kuitenkaan ole silmin näkyviä, vaan ne ilmenevät metsäekosysteemin joissakin osissa herkimpiä tutkimusmenetelmiä käytettäessä. Yhteyttä Kuolan saastepäästöjen ja Suomen Lapissa viime vuosikymmenen lopulla ilmenneiden puustovaurioiden välillä ei tutkimuksessa todettu.

Männiköiden kunto Karjalan kannaksella on yleisesti ottaen heikompi kuin *Kaakkois-Suomessa*, mikä selittyyneen pääosin metsien erilaisella rakenteella. Männiköiden harsuuntumisella ei ollut yhteyttä laskeuman tai solukkomuutosten kanssa. Venäjän puolella männiköt ovat eri-ikäisrakenteisia ja paljon tiheämpiä, ja niissä on runsaammin kuollutta ja kuolevaa puustoa kuin Kaakkois-Suomessa. Erityisesti kuolevaa tai heikkokuntoista puustoa käyttävien hyönteisten kuten kaarnakuoriaisten määrä oli Venäjän puolella merkittävän suuri. Kaakkois-Suomessa puolestaan versosurman osuus oli suurempi kuin Karjalan kannaksella. Toisaalta saastuneimmalla alueella Pietarin läheisyydessä metsän rakenteen ohella myös ilman-

saasteet ovat voineet lisätä kirvojen esiintymistä.

Merenkurkun rannikon ja saariston kuusikoiden kunto on askarruttanut monia, sillä puuston vanhetessa niiden kehitys taantuu nopeammin kuin samanikäisten kuusikoiden muualla Etelä-Suomessa. Pohjanmaan rannikon kuusikoiden kasvu ei ole kuitenkaan viimeisten vuosikymmenten aikana sanottavasti muuttunut. Vaikka Merenkurkun kuusikoissa havaittiin oireita ilman epäpuhtauksista, niiden vaikutukset kuusikoiden kuntoon ovat ilmeisesti vähäisiä luontaisten ympäristötekijöiden vaikutuksiin verrattuna.

Suomessa on joitakin teollisuuspaikkakuntia, joiden lähiympäristössä *raskasmetallit* ovat pienialaisesti vaurioittaneet metsiä. Raskasmetallit, esimerkiksi kupari ja nikkeli, kertyvät metsämaan pintaosiin ja kasvillisuuteen pääasiassa hiukkasmaisen pölyn muodossa. Metsämaahan kertyneillä raskasmetalleilla on myrkkövaikutuksia maaperän eliöstöön, aluskasvillisuuteen ja puustoon. Karikkeen heikosta hajoamisesta johtuen maaperä on ravinneköyhää, ja raskasmetallit ovat syrjäyttäneet emaskationeja maan pintakerroksista. Metsämaahan kertynyt raskasmetallimäärä vähenee erittäin hitaasti ilman ennallistamistoimenpiteitä, jotka ovat vaikeasti toteutettavia.

Ympäristön tilasta kertovat herkäät *bioindikaattorit* osoittavat, että ilman epäpuhtauksilla on ollut vaikutuksia Etelä-Suomen metsissä. Metsäsammalien runsaussuhteiden muutoksia pitkällä aikavälillä (1953–1985) selittää puuston rakenteen muutoksen lisäksi rikki- ja typpilaskeuma. Puiden rungoilla kasvavat epifyyttijäkälät kuvaavat herkästi metsiin kohdistuvaa epäpuhtauskuormitusta. Epifyyttijäkälälajisto ja varsinkin naavamaisten jäkälien osuus on Etelä-Suomessa alhaisempi kuin Pohjois-Suomessa. Naavojen niukkuus maan pohjoisosissa johtuu ilmeisesti ilmastotekijöistä ja niiden vähäisyys maan eteläosissa rikkilaskeumasta. Rikkilaskeuman väheneminen näkyy lajimäärien kasvussa ja herkimpien jäkälien yleistymisenä ennen kaikkea maan keskiosassa. Toisaalta epifyyttijäkäläistä ovat jaksolla 1985–

1995 eniten runsastuneet sellaiset lajit, jotka kestävät hyvin typpilaskeumaa.

Metsän- ja maanhoito

Metsien kestävyttä ympäristötekijöiden suhteen voidaan jossain määrin parantaa metsän- ja maanhoidon toimenpitein. Tämän vuoksi maanhoidon näkökohdat tulisi aina ottaa huomioon metsien hoidossa ja käytössä. Sekä luontainen että ihmisen aiheuttama happamoituminen lisää ravinteiden huuhtoutumista, joten happamuuden lieventäminen on perusteltua, vaikka happaman laskeuman suoranaisia haittavaikutuksia ei olisi havaittu. Hyvä metsänhoito, kuten esimerkiksi ylitieiden metsien harventaminen ja yli-ikäisten metsien uudistaminen, lieventää metsämaan luontaista happamoitumista ja ylläpitää metsien kasvukuntoa.

Puuston tuottamasta biomassasta pyritään korjaamaan entistä suurempi osa hyötykäyttöön. Hakkuutähteiden korjuu merkitsee entistä intensiivisempää metsän käyttöä, minkä jälkeen on varauduttava seuraamaan puuston ravinnetilan kehitystä ja kompensoimaan mahdollisesti ilmeneviä ravinnepuutoksia.

Puulajivalinnalla on huomattava merkitys maan puuntuotoskyvyn ylläpitämisessä. Esimerkiksi havupuiden happamoittavaa vaikutusta voidaan lieventää koivusekoituksella, joten havumetsissä on aina syytä suosia lehtipuita sekapuuna. Samalla puuston kasvu paranee koivusekoituksen ansiosta puhtaisiin kuusikoihin verrattuna.

Kulotus parantaa monia maan fysikaalisia, kemiallisia ja biologisia ominaisuuksia ja niiden välityksellä uuden metsän kehitystä. Maanhoidon kannalta suositeltavia kulotuskohteita ovat moreenimaiden tuoreet ja kuivahkotankaat, joilla maan vesitalous on luontaisesti hyvässä kunnossa. Kulotuksella on erityisesti merkitystä metsien monimuotoisuuden ylläpitäjänä ja sukkession ohjaajana.

Kalkituksella voidaan ehkäistä maaperän happamoitumista ja lisätä pitkäaikaisesti metsämaan kykyä kestää hapanta laskeumaa. Ny-

kyisessä tilanteessa kalkituksen haittavaikutukset ovat kuitenkin hyötyjä suuremmat. Suurin haittavaikutus näyttää kohdistuvan hienojuuriin ja mykorritsoihin. Puuston kasvu onkin yleensä taantunut kalkituksen seurauksena, minkä vuoksi metsämaiden kalkitusta ei suositella. Happamuuden lieventämisen lisäksi maanhoidossa on varmistuttava myös ravinteiden tasapainoisesta saatavuudesta.

Hidasliukoiset lannoitteet antavat uusia mahdollisuuksia metsien kunnon ja puuston kasvun turvaamiseksi. Hidasliukoisten ravinteiden huuhtoutuminen on vähäistä eikä niistä näytä aiheutuvan haittaa metsämaan hajottajaeliöstölle. Tutkimustoiminta niiden käytöstä on kuitenkin vielä lyhytaikaista.

Metsän- ja maanhoidon tavoitteena on säilyttää metsä hyväkuntoisena ja tuottavana, mikä parantaa myös *tuhonkestävyyttä* niiltä osin, kun kysymyksessä ovat heikentyneitä puuyksilöitä kohtaavat tuhot. Sen sijaan kasvun ja ravinnetilan paraneminen saattavat altistaa sellaisille tuhoille ja tuholaisille, jotka eivät iske kituviin puihin. Yleispäteviä totuuksia 'lannoitus lisää metsätuhoja' tai 'lannoitus vähentää metsätuhoja' ei siis ole olemassa.

Yleispäätelmänä Suomen metsien kunto on tyydyttävä eikä lähitulevaisuudessa näyttäisi olevan välitöntä riskiä metsien kunnon heikkenemisestä ilman epäpuhtauksien vuoksi. Koska ilman epäpuhtauksien metsävaikutukset kytkeytyvät sääoloihin, paikallisiin kasvupaikka-tekijöihin, metsien hoitoon ja käyttöön, ym. tekijöihin, muutoksia voi ilmetä erilaisten yhteensattumien tuloksena pitkälläkin aikavälillä. Toimenpiteet päästöjen vähentämiseksi niin Suomessa kuin lähialueilla ovat edelleen välttämättömiä metsien kehityksen turvaamiseksi. Samoin on tarpeen jatkaa pitkäaikaisia seuranta- ja ekosysteemitutkimuksia erilaisten ilmiöiden syy-yhteyksien ymmärtämiseksi ja metsien kehityksen ennakoimiseksi.

Kirjoittajien yhteystiedot

Tuula Aarnio, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Pia Anttila, Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun tutkimus, PL 503, 00101 Helsinki, puh. 09-19 291

John Derome, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi, puh. 016-336 411

Hannu Fritze, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Jari Haimi, Jyväskylän yliopisto, Biologian laitos, PL 35, 40351 Jyväskylä, puh. 014-602 211

Jaakko Heinonen, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu, puh. 013-251 4000

Heljä-Sisko Helmisääri, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Helena Henttonen, Metsäntutkimuslaitos, Helsingin tutkimuskeskus, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, puh. 09-857 051

Jarmo Holopainen, Maatalouden tutkimuskeskus, Kasvinsuojelu, 31600 Jokioinen, puh. 03-41 881

Toini Holopainen, Kuopion yliopisto, Ekologisen ympäristötieteen laitos, PL 1627, 70211 Kuopio, puh. 017-162 211

Sari Janhunen, Kuopion yliopisto, Ekologisen ympäristötieteen laitos, PL 1627, 70211 Kuopio, puh. 017-162 211

Oili Kiikkilä, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Seija Korhonen, Ympäristöministeriö, Alueidenkäytön osasto, PL 399, 00121 Helsinki, puh. 09-19 911

Eero Kubin, Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema, Kirkkosaarentie 7, 91500 Muhos, puh. 08-531 2211

Mikko Kukkola, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Mikko Kuusinen, Helsingin yliopisto, Ekologian ja systematiikan laitos, PL 47, 00014 Helsingin yliopisto, puh. 09-1911

Maarit Kytö, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Tarja Lehto, Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, puh. 013-215 111

Teuvo Levula, Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironientie 54, 39700 Parkano, puh. 03-44 351

Martti Lindgren, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Antti-Jussi Lindroos, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Harri Lippo, Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema, Kirkkosaarentie 7, 91500 Muhos, puh. 08-531 2211

Kirsi Makkonen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Päivi Merilä, Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironientie 54, 39700 Parkano, puh. 03-44 351

Kari Mikkola, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi, puh. 016-336 411

Satu Monni, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Minna Mäenpää, Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoen tutkimusasema, 77600 Suonenjoki, puh. 017-513 811

Raisa Mäkipää, Metsäntutkimuslaitos, Helsingin tutkimuskeskus, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, puh. 09-857 051

Eino Mälkönen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Seppo Nevalainen, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu, puh. 013-251 4000

Pekka Niemelä, Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta, PL 111, 80101 Joensuu, puh. 013-215 111

Tiina Nieminen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Göran Nordlund, Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun tutkimus, PL 503, 00101 Helsinki, puh. 09-19 291

Yrjö Norokorpi, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi, puh. 016-336 411

Hannu Nousiainen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Taina Pennanen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Tuula Piri, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Jarmo Poikolainen, Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema, Kirkkosaarentie 7, 91500 Muhos, puh. 08-531 2211

Outi Priha, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Hannu Raitio, Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema, Kaironientie 54, 39700 Parkano, puh. 03-44 351

Antti Reinikainen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Anna Saarsalmi, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Maija Salemaa, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Aino Smolander, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Anne Siira-Pietikäinen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Reijo Solantie, Ilmatieteen laitos, Meteorologian tutkimus, PL 503, 00101 Helsinki, puh. 09-19 291

Michael Starr, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Marja-Liisa Sutinen, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi, puh. 016-336 411

Sirkka Sutinen, Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoen tutkimusasema, 77600 Suonenjoki, puh. 017-513 811

Pekka Tamminen, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Erkki Tomppo, Metsäntutkimuslaitos, Helsingin tutkimuskeskus, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki, puh. 09-857 051

Heikki Tuomenvirta, Ilmatieteen laitos, Meteorologian tutkimus, PL 503, 00101 Helsinki, puh. 09-19 291

Seppo Tuominen, Suomen ympäristökeskus, Luonto- ja maankäyttöyksikkö, PL 140, 00251 Helsinki, puh. 09-403 000

Juha-Pekka Tuovinen, Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun tutkimus, PL 503, 00101 Helsinki, puh. 09-19 291

Pekka Vanhala, Suomen Ympäristökeskus, Ympäristövaikutusyksikkö, PL 140, 00251 Helsinki, puh. 09-403 000

Ilkka Vanha-Majamaa, Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus, PL 18, 01301 Vantaa, puh. 09-857 051

Martti Vuorinen, Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoen tutkimusasema, 77600 Suonenjoki, puh. 017-513 811

Kasvien, sienten, hyönteisten ja hämähäkkieläinten nimet

Putkilokasvit

Ahosuolaheinä	<i>Rumex acetosella</i>
Haapa	<i>Populus tremula</i>
Harmaaleppä	<i>Alnus incana</i>
Harmaasara	<i>Carex canescens</i>
Hieskoivu	<i>Betula pubescens</i>
Juolukka	<i>Vaccinium uliginosum</i>
Järviruoko	<i>Phragmites australis</i>
Kanerva	<i>Calluna vulgaris</i>
Kanervisara	<i>Carex ericetorum</i>
Kuusi	<i>Picea abies</i>
Lampaannata	<i>Festuca ovina</i>
Mustikka	<i>Vaccinium myrtillus</i>
Mänty	<i>Pinus sylvestris</i>
Nurmiorölli	<i>Agrostis capillaris</i>
Paju	<i>Salix</i> spp.
Pihlaja	<i>Sorbus aucuparia</i>
Pohjanvariksenmarja	<i>Empetrum nigrum</i> alalaji
	<i>hermaphroditium</i>
Puolukka	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>
Pyökki	<i>Fagus</i> spp.
Rauduskoivu	<i>Betula pendula</i>
Sianpuolukka	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>
Sinililjat	<i>Scilla</i> spp.
Sitkankuusi	<i>Picea sitchensis</i>
Suopursu	<i>Ledum palustre</i>
Tupasvilla	<i>Eriophorum vaginatum</i>
Variksenmarja	<i>Empetrum nigrum</i>
Virpapaju	<i>Salix aurita</i>

Sammalet ja jäkälät

Harmaahankakarve	<i>Pseudevernia</i> <i>furfuracea</i>
Harmaaröyhelö	<i>Platismatia glauca</i>
Harmaatyvikarve	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>
Kalpeatyvikarve	<i>Imshaugia aleurites</i>
Keltaröyhelö	<i>Vulpicida pinastri</i>
Keltatyvikarve	<i>Parmeliopsis ambigua</i>
Korpiluppo	<i>Alectoria sarmentosa</i>
Lupot	<i>Bryoria</i> spp.
Metsäkerrossammal	<i>Hyloconium splendens</i>
Naavat	<i>Usnea</i> spp.
Palleroporonjäkälä	<i>Cladonia stellaris</i>
Puistokehräjäkälä	<i>Lecanora conizaeoides</i>
Raidanisokarve	<i>Parmelia sulcata</i>
Ruskoröyhelö	<i>Cetraria chlorophylla</i>
Seinäsammal	<i>Pleurozium schreberi</i>

Seinänsuomujäkälä
Sormipaisukarvejäkälä
Tummaluppo
Tyvikarpeet
Valkohankajäkälä
Varstasammalet
Viherkuprajäkälä

Viherlevä

Sienet

Harmaakariste	<i>Lophodermella</i> <i>sulcigena</i>
Juurikäpää	<i>Heterobasidium</i> <i>annosum</i>
Mesisieni	<i>Armillaria</i> spp.
Männynmesisieni	<i>Armillaria ostoyae</i>
Männynneulaskariste	<i>Lophodermium</i> <i>seditiosum</i>
Männynlumihome	<i>Phacidium infestans</i>
Männynversosurma	<i>Gremmeniella abietina</i>
Neulaskaristeet	<i>Lophodermium</i> spp.
Neulasruosteet	<i>Coleosporium</i> spp.
Nuijamesisieni	<i>Armillaria cepistipes</i>
Pohjanmesisieni	<i>Armillaria borealis</i>
Tervasroso	<i>Cronartium flaccidum</i>
Verinahakka	<i>Stereum</i> <i>sanquinolentum</i>

Hyönteiset ja hämähäkkieläimet

Kaarnakuoriaiset	<i>Scolytidae</i>
Kirjanpainajat	<i>Ips</i> spp.
Kirvat	<i>Aphidoidea</i>
Mäntymittari	<i>Bupalus piniarius</i>
Pilkkumäntypistiäinen	<i>Diprion pini</i>
Ruskomäntypistiäinen	<i>Neodiprion sertifer</i>
Ytimennävertäjät	<i>Tomicus</i> spp.
Hyppyhäntäiset	<i>Collembola</i>
Hämähäkit	<i>Araneae</i>
Punkit	<i>Acari</i>
Sukkulamadot	<i>Nematoda</i>
Änkyrimadot	<i>Enchytraeidae</i>

Sanasto

Absorptio

Aineiden imeytyminen tai pidättyminen johonkin muuhun aineeseen, soluihin jne.

Adsorptio

Jähmeän aineen tai kappaleen kyky kiinnittää tai pidättää pinnalleen nesteissä tai kaasuissa olevia aineita.

Anioni

Negatiivisesti varautunut ioni, esim. Cl^- ; vrt. kationi.

Apikaalidominanssi

Kasvin kärkisilmun säätelemä kasvutapa ja haarautuminen.

Aerosolit

Ilmassa leijuvat pienet hiukkaset ja pisarat.

Bioindikaattori

Laji, jonka yksilöiden tai populaation ominaisuudet ilmaisevat muutoksia ympäristön tilassa.

Ekologinen kestävyys

Luonnonvarojen hyödyntäminen niin, että turvataan luonnon monimuotoisuus ja luonnon prosessien häiriintymättömyys.

Ekosysteemi

Eliöyhteisön ja sen elottoman ympäristön muodostama kokonaisuus; esim. metsä.

EMEP-ohjelma

YK:n alaisen Euroopan talouskomission (YK-ECE) mittaus- ja mallitusohjelma kaukokulkeutuvien ilmansaasteiden seuraamiseksi.

Emäskyllästysaste

Ns. emäksisten kationien (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) suhteellinen osuus kationinvaihtokapasiteetista.

Eroosio

Jäätikön, virtaavan tai aaltoilevan veden, tuulen tms. aiheuttama kulutustyö, kuluminen.

Evoluutio

Eliöiden ominaisuuksien muuttuminen sukupolvesta toiseen ympäristöoloihin paremmin sopeiksi.

Glaciaalikausi

Jääkausi

Gradientti

Vyöhyke, jolla tietty tunnus muuttuu, esim. ainepitoisuus alenee päästölähteestä pois päin.

Hapan laskeuma

Ilman välityksellä kulkeutuneiden happamoitavien aineiden kertymä maaperään tai vesiin. Tyypillisiä happamoittavia aineita ovat rikin ja typen oksidit. Hapan laskeuma voi olla joko märkä- tai kuivalaskeumaa.

Hapetin

Elektronin vastaanottaja.

Happamoituminen

Maaperän tai vesien pH-arvon aleneminen. Happamoituminen voi olla luontaisten tekijöiden, happaman laskeuman tai ihmisen muiden toimenpiteiden aiheuttamaa.

Harsuuntuneisuus

Neulas- tai lehtikato.

Hivenravinne

Alkuaine, joka on pieninä määrinä kasville ja kehitykselle välttämätöntä.

Humus

Maaperän orgaaninen eli eloperäinen aines.

Ilmastonmuutos

Sääolojen yleisen luonteen muuttuminen pitkällä aikavälillä.

Interglasiaalikausi

Kahden jäätiköitymisvaiheen välinen lämpimämpi kausi.

Kasvihuoneilmiö

Ilmiö, jossa maapallon ilmakehässä olevat aineet, kasvihuonekaasut, hidastavat lämpösäteilyn pääsyä maapallolta avaruuteen.

Kasvihuonekaasut

Maapallon ilmakehässä olevat, lämpöä pidättävät kaasut kuten vesihöyry, hiilidioksidi ja metaani.

Kationi

Positiivisesti varautunut ioni, esim. Ca^{2+} ; vrt. anioni.

Kationinvaihtokapasiteetti

Maahiukkasten kyky sitoa pinnalleen positiivisesti varautuneita ioneja, kationeja. Maahiukkasiin sitoutuneiden, mutta ioninvaihtoreaktioissa maaveteen vapautuvien ns. vaihtuvien kationien (esim. H^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+}) kokonaismäärä.

Kivennäismaa

Kallioperästä geologisten prosessien tuloksena syntynyt irtain maa-aines.

Kloroplasti

Viherhiukkanen; kasvien soluelin, joka toimii yhteyttämiskeskuksena.

Korrelaatio

Kahden muuttujan välinen riippuvuus.

Kuivalaskeuma

Hiukkasmaisessa tai kaasumaisessa muodossa maahan, kasvillisuuteen tai muuhun pintaan laskeutuvat aineet.

Lajittunut maalaji

Tiettyä raekokoa eli lajitetta oleva maalaji, tasarakeinen maalaji.

Lipidit

Rasva-aineet; yhteisnimi eliöiden solukossa ja kudoksissa syntyneille rasva-aineille.

Liuoksen happamuus

Happamuus kuvaa liuoksen sisältämien vety-ionien määrää. Mitä suurempi vetyionien (H^+) pitoisuus on, sitä happamampaa liuos on.

Maan happamuus

Yleisin tunnus maan happamuudelle on pH-luku, joka osoittaa maavedessä vapaana olevien vetyionien pitoisuuden. Laboratoriossa happamuus mitataan pH-mittarilla maan vesilietoksesta.

Maankohoaminen

Maankuoren palautuminen mannerjäätikön aiheuttamasta painumisesta entiseen asemaansa.

Maannos

Maan muuttunut pintakerros. Meillä yleisimmän podsolimaannoksen pinnalla on kangashumuskerros, sen alla vaalea huuhtoutumis- ja sitten tummempi rikastumiskerros.

Maaperä

Kallioperää verhoava maapeite kaikkine aineksineen.

Maavesi

Maanpinnan ja pohjavedenpinnan välisessä vyöhykkeessä sitoutuneena ja vapaana oleva vesi.

Metsikkösadanta

Puuston latvuserroksen läpi metsämaahan tuleva sade.

Mineraali

Kivilajien rakenneosia, esim. kvartsi, maasälpä tai kiille.

Mineralisaatio

Orgaanisen aineen hajoaminen epäorgaanisiksi ioneiksi.

Mitokondrio

Soluelin, jossa soluhengitys tapahtuu.

Moreeni

Jäätikköjen kuljettamista, kasaamista ja kerrostamista aineksista syntynyt sekalajitteinen maalaji.

Mykorritsa eli sienijuuri

Mykorritsasieni kasvaa symbioosissa puiden juurten kanssa. Se lisää puiden hienojuurten pinta-alaa ja parantaa niiden veden ja ravinteiden ottoa. Sieni puolestaan saa puulta kasvuun ja muihin elintoimintoihinsa tarvittavia yhteyttämistuotteita.

Märkälaskeuma

Sadeveden mukana ilmasta maahan, kasvillisuuteen tai muille pinnoille laskeutuvat aineet.

Ojikko

Äskettäin ojitettu suo, jonka puuston kasvu ei ole vielä elpynyt eikä pintakasvillisuus sanottavasti muuttunut.

Orgaaninen

Eloperäinen.

Otsonikato

Otsonin väheneminen stratosfäärissä.

pH-luku

pH on liuoksen vetyionipitoisuuden negatiivinen logaritmi eli $pH = -\log(H^+)$. Liuos on neutraali, kun sen pH on 7.

Pohjamoreeni

Mannerjään alaosassa kulkeutunut, tiiviiksi pakkautunut, usein runsaasti hienoainesta sisältävä, sekalajitteinen maalaji.

Populaatio

Samanaikaisesti samalla alueella olevat saman lajin yksilöt, jotka kykenevät lisääntymään keskenään.

Proteiinit

Elintoiminnoille välttämättömiä typpipitoisia orgaanisia yhdisteitä; valkuaisaineet.

Puuston pohjapinta-ala

Puunrunkojen poikkileikkauspinta-ala rinnan korkeudelta (1,3 m).

Päästö

Ihmissen toiminnasta johtuva aineen tai energian ei-toivottu siirtyminen ympäristöön.

Rapautuminen

Kivennäisaineksen fysikaalinen tai kemiallinen muuttuminen löyhäksi irtonaiseksi aineeksi.

Routuminen

Maan jäätyessä tai sulaessa tapahtuva maanpinnan liikkuminen tai maan fysikaalisten ominaisuuksien muuttuminen.

Sadanta, sademäärä

Tietyissä aikayksiköissä pinta-alayksikölle sataneen veden määrä (esim. mm/vrk).

Suksessio

Tietyllä paikalla tapahtuva eliöyhteisön ajallinen muuttuminen. Esim. metsän kehittyminen eri kehitysvaiheiden kautta vanhaksi metsäksi.

Sulfaatti- eli alunamaat

Rannikoiden orgaanista ainetta ja rikkiyhdisteitä sisältävät savimaat, jotka jouduttuaan kosketuksiin hapen kanssa muuttuvat hyvin happamiksi sulfidirikin hapettuessa mm. rikkihapoksi.

Suomuuttuma

Alue, jolla puuston kasvu on ojituksen takia selvästi elpynyt, ja pintakasvillisuuden muutos on ehtinyt pitemmälle kuin ojikossa.

Symbioosi

Lajien välinen vuorovaikutussuhde, josta molemmat osapuolet hyötyvät tai vain toinen hyötyy toisen osapuolen kärsimättä.

Tausta-alue

Päästölähteen suoranaisten vaikutusten ulkopuolella oleva alue.

Trendi

Kehityssuunta, suuntaus.

Turvekangas

Alue, jolla puusto on kangasmetsän kaltaista ja jonka pintakasvillisuus on saavuttanut suhteellisen pysyvän, suokasvillisuudesta selvästi poikkeavan ja kangaskasvillisuutta muistuttavan koostumuksen.

Vajovesi

Kyllästymättömässä maavyöhykkeessä painovoiman vaikutuksesta liikkuva vesi.

Valuma-alue

Alue, jolta vedet kerääntyvät samaan kohtaan.

Vedenjohtavuus, vedenläpäisevyys

Maalajin kyky johtaa vettä.

Viljavuus

Metsätaloudessa viljavuudella tarkoitetaan useimmiten kasvupaikan puuntuotoskykyä eli boniteettia. Maan viljavuudella tarkoitetaan maaperätekijöiden perusteella määräytyvää puuntuotoskykyä.

Mittayksiköitä

µg

Mikrogramma. Milligramman tuhannesosa.

µm

Mikrometri. Millimetrin tuhannesosa.

ppb

Miljardisosa.

ppb h

Otsoniannoksen yksikkö, jota käytetään laskettaessa ns. altistusindeksiä.

ppmv

Tilavuuden miljoonasosa.

HAKEMISTO

- Aerosolit 36
Alumiinistressi 154, 167
Bioindikaattorit 55, 62, 128
C/N-suhde 71, 90, 124, 181, 224, 232, 236
Denitrifikaatio 180
Elinvoimaisuusindeksi 246
Emäskyllästysaste 65, 67, 70, 187, 228, 236
Epifyyttijäkälät 129, 133, 134
Hakkuutähteet 221
Hallavauriot 40, 42
Harmaakariste 119, 250
Harsuuntuneisuuden arviointi 106
Harsuuntuneisuuden vaihtelu 113
Harsuuntuneisuus 104, 106, 107, 121
Harsuuntuneisuutta selittävät tekijät 121
Hidasliukoiset lannoitteet 235, 238
Hienojuuret 161, 169, 203
Hiilen mineralisaatio 176, 220, 232, 238
Ionitaseet 156
Ilman laatu 47, 90
Ilmanpuhtausedeksi 135
Ilmastonmuutos 35
Ilmastoskenaario 38
Inversio 43
Juurikääpä 251, 254
Juurten kasvukolonit 162
Kalkitus 227, 254
Kasvien raskasmetallien sietokyky 192
Kasvihuoneilmiö 35
Kasvihuonekaasut 36
Kasvillisuusanalyysit 126, 194
Kasvuindeksit 24
Kationinvaihtokapasiteetti 65, 73, 187, 236
Kehitysluokat 17
Klooratut hiilivedyt 101, 102
Kompensaatiokasvu 85, 201
Kuivalaskeuma 50
Kulotus 224
Latvuksen harsuuntuneisuus 104
Latvuksen kunnon arviointi 106
Latvuksen rakenne 103
Lumituhot 23
Luonnonpoistumapuu 30
Lupot 133
Maalajite 65
Maaluokat 9
Maan happamoituminen 151, 157, 221, 222
Maan happamuus 66, 67, 70
Maankohoaminen 76
Maaperä 64
Maaveden laatu 154, 230
Metsien harsuuntuneisuus 108
Metsien ikärakenne 15
Metsien kunnon arviointi 105
Metsien merkitys 7
Metsikkösadanta 152, 207
Metsikön ravinnekierto 150
Metsikön ravinteiden käyttö 174, 181
Metsäkerrossammal 55, 62, 126
Metsämaan hajottajaeliöstö 189
Metsänhoidollinen tila 22
Metsäsammalet 126
Metsätuhot 22, 108, 116
Metsävarat 9
Mikrobien sietokyky 190
Mikrobiologinen kokonaisaktiivisuus 160
Mykorritsat 161, 167, 189, 206, 233
Märkälaskeuma 50, 152
Naavat 133
Neulasen rakenne 97
Neulaskarike 112, 209
Neulasmassa 111
Neulasten pakkaskestävyys 92
Neulasten ravinnepitoisuudet 87, 89, 125, 226
Neulasten solumuutokset 99
Neulasten vaurio-oireet 97, 100
Neulasten värioireet 104, 126
Nitrifikaatio 177, 240
Otsoni 49, 94
Otsonialtistus 96, 98
Passiivikeräimet 54
Pihkavalunta 246
Puiden kasvunvaihtelu 24
Puiden sietokyky 83
Puiden sopeutuminen 83
Puiden tuhonkestävyys 242
Puolustusyhdisteet 245
Puskurikyky 154
Puulajien vallitsevuus 13
Puulajivalinta 219
Puun sisäinen ravinnekierto 172
Puustovauriot 22, 42

Puuston järeys 18
Puuston kasvu 20
Puuston poistuma 21
Puuston tilavuus 12
Päästöjen kehitys 47
Rapautuminen 154, 158
Raskasmetallikuormitus 55
Raskasmetallipitoisuudet 74, 195
- humus 74
- sammal 56
Raskasmetallit 72, 185
Ravinnetase 174
Ravinteiden kierto 171
Ravinteisuus 70
Rikin märkälasseuma 51
Rikkidioksidipäästöt 46
Rikkilasseuma 52
Routa 40, 76
Sadanta 41, 152
Seinäsammas 55, 62
Siemenpankki 199
Soiden ojitus 11
Sormipaisukarve 55, 129, 133, 135
Sulfaattimaa 76
Suojayhdisteet 85, 245
Suometsät 10
Säteilytase 35
Tuhkalannoitus 223
Tuhojen suhde harsuuntuneisuuteen 118
Tuulituhot 23, 45
Typen kierto 175
Typen mineralisaatio 175, 224
Typen märkälasseuma 51
Typen oksidien päästöt 46
Typen tuottavuus 181
Typpilasseuma 52
Tyvilaho 251
Vajovesi 154, 207, 240
Valtakunnan metsien inventointi 9, 24, 28
Vaurio-oireet 97
Vauriohypoteesit 119
Versosurma 22, 42, 115, 116, 117, 248, 250
Viherkuprajäkäle 134
Väriasiat 107
Värioireet 126

ISBN 951-40-1632-7
ISSN 0358-4382